



KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH GmbH

Institut für Reaktorentwicklung

**Toxizität radioaktiver Abfallstoffe
aus dem Betrieb von Kernreaktoren
im Vergleich mit der Radiotoxizität
natürlicher Uranvorkommen
am Beispiel der BRD**

von

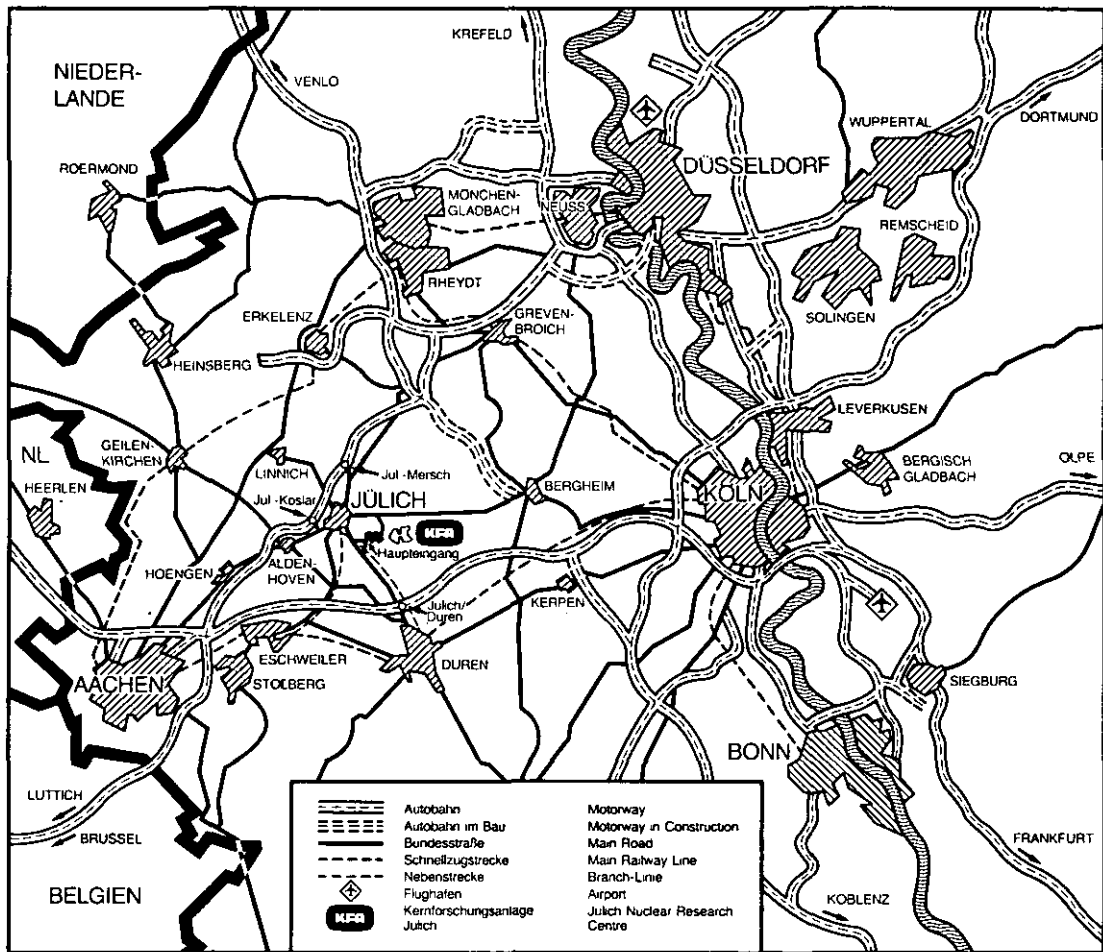
F. Thomas

H.J. Rütten

Jül - Spez - 263

Juli 1984

ISSN 0343-7639



Als Manuskript gedruckt

Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich – Nr. 263
 Institut für Reaktorentwicklung Jül-Spez-263

Zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH
 Postfach 1913 · D-5170 Jülich (Bundesrepublik Deutschland)
 Telefon: 02461/610 · Telex: 833556-0 kf d

**Toxizität radioaktiver Abfallstoffe
aus dem Betrieb von Kernreaktoren
im Vergleich mit der Radiotoxizität
natürlicher Uranvorkommen
am Beispiel der BRD**

von

F. Thomas
H.J. Rütten

Hazard Potential of the Radioactive Waste
Produced by Nuclear Reactors
in Comparison with that of the
Natural Uranium Depositories
in the FRG

by

F. Thomas
H.J. Rütten

ABSTRACT

For a supposed population of nuclear reactors in the FRG during the next 5 decades, the hazard potential of the produced nuclear waste of different fuel cycles using Uranium and Plutonium is calculated by use of the computercode ORIGEN-EXJÜL. The consequences concerning the hazard potential resulting from these strategies are investigated using the radioactivity concentration guides as given in the US-Code of Federal Regulations. In addition, more restrictive values in view of ingestion for some heavy metal isotopes are applied and a comparison of the impacts is made.

With regard to the acceptibility of disposing the nuclear waste, its hazard potential is compared with the ingestion hazard of the natural uranium content in the soil of the FRG.

Toxizität radioaktiver Abfallstoffe
aus dem Betrieb von Kernreaktoren
im Vergleich mit der Radiotoxizität
natürlicher Uranyorkommen
am Beispiel der BRD

von

F. Thomas*
H.J. Rütten

KURZFASSUNG

Mit Hilfe des Rechenprogramms "ORIGEN-EXJÜL" wird für eine vorgegebene Prognose von in der BRD in den nächsten 5 Jahrzehnten zu installierender nuklearer Reaktorleistung die Toxizität der hierbei anfallenden radioaktiven Abfallstoffe aus Brennstoffzyklen mit niedrig angereichertem Uran bestimmt.

Die Konsequenzen bezüglich der zu erwartenden Toxizitäts-"Produktion" aus diesen Strategien werden einerseits anhand der heute gültigen Freigrenzwerte, andererseits anhand von Werten, wie sie in neuerer Zeit in der Literatur alternativ genannt werden, diskutiert.

Weiterhin wird in einem Vergleich die in dem betrachteten Zeitraum durch Reaktorbetrieb in der BRD "künstlich" erzeugte Toxizitäts-"Menge" der im Erdreich in Form der heute bekannten Uranlagerstätten der BRD ohnehin vorhandenen "natürlichen" Toxizität gegenübergestellt.

An dieser Stelle danke ich Herrn Prof. Dr. rer. nat. R. Schulten für die Möglichkeit, diese Arbeit an seinem Institut anfertigen zu können.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr.-Ing. H. J. Rütten für die gute Themenstellung und die jederzeit hilfsbereite Unterstützung sowie für viele Anregungen und Diskussionen, die mir bei dieser Arbeit sehr geholfen haben.

Felix Thomas

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
1. EINLEITUNG	1
2. ZIELSETZUNG	3
3. DEFINITION DES GEFÄHRDUNGSPOTENTIALS	4
4. ZUKÜNFTIGER KERNENERGIEAUSBAU IN DER BRD	6
5. ENTSORGUNGSKONZEPTE DER BRD	10
6. UNTERSUCHTE BRENNSTOFFZYKLEN	15
6.1 Brennstoffzyklen mit Wiederaufarbeitung	17
6.1.1 Der geschlossene LWR-Brennstoffzyklus bei zweimaligem Rezyklieren von Uran und Plutonium	17
6.1.2 Der geschlossene LWR-Brennstoffzyklus bei zehnmaligem Rezyklieren von Uran und Plutonium	19
6.2 Brennstoffzyklen ohne Wiederaufarbeitung	20
6.2.1 Der offene LWR-Brennstoffzyklus	20
6.2.2 Ein offener HTR-Brennstoffzyklus (Fall HTR-1) mit relativ hohem Schwermetallgehalt der Brennelemente (10 g/BE) und einem Abbrand von 101,9 MWd/kg SM	21
6.2.3 Ein offener HTR-Brennstoffzyklus (Fall HTR-2) mit einem Schwermetallgehalt der Brennele- mente von 8 g/BE und sehr hohem Abbrand (148,7 MWd/kg SM)	21

	Seite
7. BESCHREIBUNG DES RECHENVERFAHRENS	22
7.1 Das Programm ORIGEN	22
7.2 Das Programm ORIGEN-EXJÜL	25
7.3 Verwendete Bezeichnungen und Indizes	29
8. ERZEUGTE TOXIZITÄT DURCH HOCHRADIOAKTIVEN AB- FALL AUS DEN UNTERSUCHTEN BRENNSTOFFZYKLEN	30
9. KÜNSTLICH ERZEUGTE TOXIZITÄT IM VERGLEICH ZUR NATÜRLICHEN TOXIZITÄT IN DER BRD	52
9.1 Gefährdungspotential von Natururan	53
9.2 Uranvorkommen in der BRD	54
9.2.1 Uranvorkommen in Bayern	56
9.2.1.1 Wölsendorf	56
9.2.1.2 Weißenstadt	57
9.2.1.3 Flossenbürg	57
9.2.1.4 Wackersdorf	57
9.2.2 Uranvorkommen in Baden-Württemberg	59
9.2.2.1 Wittlichen	59
9.2.2.2 Menzenschwand	59
9.2.2.3 Müllenbach	60
9.2.3 Uranvorkommen in Rheinland-Pfalz	61
9.2.3.1 Ellweiler	61

	Seite
9.3 Natürliche Toxizität in der BRD durch Natururan	63
9.4 Künstlich erzeugte Toxizität durch Kern- energie in der BRD	64
9.5 Vergleich von künstlicher Toxizität durch erzeugte nukleare Nettoenergie und natür- licher Toxizität	70
9.5.1 Verhältnis von erzeugter Toxizität bezogen auf die gemittelte natürliche Toxizität in der BRD	70
9.5.2 Verhältnis von endgelagerter künstlicher Toxizität bezogen auf Uranvorkommen in der BRD	75
10. ZUSAMMENFASSUNG	81
11. ABBILDUNGSVERZEICHNIS	86
12. TABELLENVERZEICHNIS	90
13. LITERATURVERZEICHNIS	92

1. Einleitung

Das Problem der atomaren Entsorgung, also die Endlagerung radioaktiver Abfallstoffe aus Kernkraftwerken und Wiederaufarbeitungsanlagen in geologischen Körpern, ist nicht nur in der BRD ein kontroverses Thema geworden.

Befürworter und Gegner der Kernenergie vertreten in diesem Punkt sehr gegensätzliche Auffassungen.

Der größte Teil der öffentlichen Kritik stützt sich auf die Tatsache, daß sich im hochaktiven Waste neben den Spaltprodukten extrem langlebige Schwermetalle befinden.

Isotope wie Cäsium-137 und Strontium-90 mit Halbwertszeiten in der Größenordnung von 30 Jahren bestimmen die längerfristige Toxizität in der Gruppe der Spaltprodukte. Die für die sichere Lagerung dieser Gruppe erforderliche Zeitspanne liegt bei 500 - 1000 Jahren, da nach ca. 700 Jahren die Aktivität dieser Nuklide praktisch abgeklungen ist, d.h. die Nuklide sind auf ein Zehnmillionstel zerfallen.

Zu den langlebigen Nukliden gehören neben Jod-129 die Aktinide und deren Folgeprodukte mit Halbwertszeiten in der Größenordnung einiger tausend Jahre, die auf Grund ihrer - meist - Alpha-Aktivität eine hohe Toxizität besitzen.

Eine Endlagerung in hierfür geeigneten tiefliegenden geologischen Formationen bietet eine hohe Sicherheit für die Beseitigung radioaktiver Abfälle für Zeiträume bis zu 10000 Jahre, da über Zeitspannen dieser Größe sicherheitsrelevante Aussagen über die tektonische Stabilität und über Grundwasserbewegungen möglich sind.

Prognosen aber über das Verhalten potentieller Lagerstätten - z.B. das von Salzstöcken - über Zeiträume in der Größenordnung einer Million Jahre - dieser Zeitraum wäre ja wünschenswert, um

sicherzustellen, daß auch die Aktinide und deren Folgeprodukte praktisch abgeklungen sind - sind aber nicht möglich, da es sich hierbei schon um geologische Zeitdimensionen handelt.

Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, zu untersuchen, wie hoch das Gefährdungspotential des Wastes überhaupt ist und ob - nach Abklingen der Spaltprodukte! - ein eventueller Kontakt des Wastes mit der Biosphäre akzeptiert werden kann.

Weiterhin ist zu untersuchen, ob und in welchem Maße das Gefährdungspotential der Kernenergieabfälle durch Veränderung der Brennstoffzyklen vermindert werden kann und nach Möglichkeit so minimal wird, daß die langfristige Radiotoxizität dieser Abfallstoffe in derselben Größenordnung liegt wie die Toxizität, die von vielfach in der Natur vorhandenen radioaktiven Quellen ausgeht.

2. Zielsetzung

Der vorliegende Bericht soll, ausgehend von einer Prognose der installierten Kernenergie-Nettoleistung für die nächsten Jahrzehnte, Aufschluß geben über die zu erwartende Menge an Aktiniden und Spaltprodukten in den verschiedenen Uran-Plutonium-Kreisläufen in Leichtwasser- und Hochtemperaturreaktoren in den kommenden Jahrzehnten.

Es werden die beiden Entsorgungskonzepte "integriertes Entsorgen", also Wiederaufarbeitung und Rückführung von Uran und Plutonium, und "direkte Entlagerung abgebrannter Brennelemente" gegenübergestellt und die anfallenden Mengen radioaktiven Abfalls aus verschiedenen Brennstoffzyklen bei Leichtwasser- und Hochtemperaturreaktoren mittels eines noch zu definierenden Gefährdungspotentials verglichen, um aufzuzeigen, in welchem Maße man durch Wiederaufarbeitung z.B. die durch den Reaktorbetrieb angefallenen Mengen der langlebigen Alpha-Strahler reduzieren kann.

Außerdem ist es nötig, ein Kriterium in die Hand zu bekommen, um die Erhöhung des natürlichen Gefährdungspotentials durch künstliche Radioaktivität anhand von genau definierten Werten und Zahlen beurteilen zu können.

Hierzu werden zwei Vergleichsmaßstäbe gebildet:

Zum einen wird für die Bundesrepublik Deutschland eine mittlere Gefährdung durch im Erdreich homogen verteiltes Natururan ermittelt, die dann mit der künstlich erzeugten Toxizität durch Kernenergieabfälle verglichen wird, um erstmals ein Gefühl für die Dimension und die Gefährdung überhaupt zu bekommen.

Zum anderen wird die Gefährdung am Ort einer natürlichen Uranlagerstätte Deutschlands mit der Gefährdung an der Oberfläche eines möglichen Endlagers verglichen, das in diesem Beispiel mit den Abfällen aller Kernkraftwerke der nächsten 50 Jahre beladen ist.

3. Definition des Gefährdungspotentials

Eine Beurteilung über Behandlung und Beseitigung radioaktiver Abfälle setzt die genaue Kenntnis der charakteristischen Eigenschaften der einzelnen Bestandteile und die Berücksichtigung der zeitlichen Änderung dieser Stoffe durch radioaktiven Zerfall voraus.

Physikalisch beschrieben werden radioaktive Stoffe durch Angabe ihrer charakteristischen Halbwertszeit (ein Maß für die Lebensdauer und Aktivität der Nuklide) sowie durch Art und Energie der Strahlung, die beim radioaktiven Zerfall entsteht.

Die Bewertungsfaktoren für die Radiotoxizität dieser Stoffe sind neben Art und Energie der Strahlung die Aufnahmefähigkeit im menschlichen Organismus, die biologische Halbwertszeit und die Ablagerung und Konzentrierung dieser Stoffe in kritischen Organen.

Auf Grund des biologischen Verhaltens und der maximal zulässigen Dosen für kritische Organe wurden Grenzwerte von der International Commission on Radiological Protection (ICPR) vorgeschlagen, die die maximal zulässigen Konzentrationen der Radionuklide in Trinkwasser angeben /1/.

Diese sind weitgehend identisch mit den Freigrenzwerten (FGW) der 2. Strahlenschutzverordnung für die BRD /2/.

Somit ergibt sich das Gefährdungspotential ("Ingestion Hazard" = IH) einer gegebenen Menge eines Radioisotops als das Wasservolumen, das erforderlich ist, diese auf die maximal zulässige Trinkwasserkonzentration zu verdünnen.

Je mehr Wasser also benötigt würde, desto höher wäre die Toxizität des Isotops. Bei Radionuklidgemischen werden die Wasservolumina für die einzelnen Nuklide aufsummiert. Das resultierende

Wasservolumen stellt so ein Maß für die Toxizität radioaktiver Abfallstoffe dar, wobei

$$IH = \sum_i \frac{Q_i}{MZAK_{wi}}$$

Q_i die Aktivität des Nuklids "i" und

$MZAK_{wi}$ die maximal zulässige Aktivitätskonzentration des Nuklids "i" in Wasser

bedeuten.

Als Dimension des Ingestion Hazards soll deshalb im folgenden m^3 Wasser benutzt werden.

4. Zukünftiger Kernenergieausbau in der BRD

In den 60er Jahren wurden in vielen Industrieländern große Ausbauprogramme für Kernkraftwerke in Angriff genommen. Bei dem damals geplanten raschen Ausbau der Kernenergie war auch die frühzeitige Einführung von Brutreaktoren vorgesehen, um den durch die Leichtwasserreaktoren verursachten starken Uranverbrauch aufzufangen.

Man versprach sich damals von der Einführung dieser beiden Reaktorlinien langfristig eine weitgehende Entkopplung von Stromerzeugungskosten und Uranpreis.

Um 1975 entstand aber in einigen Industrieländern eine Bewegung, die sich zum Ziel setzte, zum einen das wirtschaftliche Wachstum einzuschränken, zum anderen durch geeignete Mittel Wirtschaftswachstum und Primärenergieverbrauch voneinander zu entkoppeln.

Es zeichnet sich heute ab, daß eine Verlangsamung des wirtschaftlichen Wachstums zusammen mit Sparmaßnahmen und rationeller Energieverwendung zu einem deutlich verminderten Bedarf an Kernenergie gegenüber früheren Prognosen führen wird.

Jede Energieplanung muß auf bestehende Technologien aufbauen und berücksichtigen, daß in der Entwicklung befindliche Technologien erst nach einer relativ lange dauernden kommerziellen Einführungsphase zur Verfügung stehen. Aus dieser Tatsache heraus ergibt sich ein Betrachtungszeitraum von höchstens 100 Jahren, in dem mögliche Neuentwicklungen sowie die Nutzbarmachung anderer Energiequellen kalkulierbar sind. Daher erscheint es heute wenig sinnvoll, über das Jahr 2100 hinaus Energiebetrachtungen anzustellen. Andererseits sollte der Zeitraum auch nicht wesentlich kürzer gewählt werden, um die Prognose nicht durch Überbewertung kurzfristiger Probleme zu verzerren.

Im Jahre 1979 wurde in der Kernforschungsanlage Jülich eine Studie /3/ mit dem Ziel durchgeführt, die Entwicklung der

Elektrizitätswirtschaft und speziell den nuklearen Anteil am zukünftigen Elektrizitätsbedarf für die nächsten 120 Jahre abzuschätzen.

Es wurden detaillierte Simulationsrechnungen /4, 5/ bis zum Zeitpunkt 2010 durchgeführt, wobei die bestehenden Gesellschafts- und Industriestrukturen der Bundesrepublik Deutschland zugrunde gelegt und verschiedene Raten des Wirtschaftswachstums vorgegeben wurden.

Über den Betrachtungszeitraum der Simulationsrechnungen hinaus wurde angenommen, daß sich die errechneten Trends in leicht abgeschwächter Form bis zum Jahr 2020 fortsetzen werden. Prognosen für die dann folgenden 80 Jahre bis zum Ende des zu betrachtenden Zeitraums sind natürlich schwer zu erstellen und in nicht unerheblichem Maße vom Standpunkt und Blickwinkel des jeweiligen Betrachters abhängig. Laut der aufgeführten Studie ist jedoch ein schnelles Einschwenken in eine Nullwachstumskurve unwahrscheinlich und die Verfasser der Studie nahmen ein weiteres, jedoch stark abgeschwächtes Wachstum an. Die langfristige Perspektive bis zum Jahr 2100 soll somit keine Prognose darstellen, sondern soll Entwicklungspfade aufzeigen, an denen sich der Einfluß der fortschreitenden Kerntechnik messen lassen kann.

Zwei Grenzfälle wurden im Rahmen der zitierten Studie für die weitere Entwicklung der nuklearen Stromerzeugung betrachtet: Zum einen eine hohe Zubau-Strategie infolge hohen Wirtschaftswachstums, zum anderen eine niedrige Zubau-Strategie auf Grund stagnierendem oder nur geringem Wirtschaftswachstums.

Wie in Abb. 4.1 gezeigt, erfolgt zunächst ein rascher und danach abflachender Zubau von Kernkraftwerken, der ab dem Jahr 2020 in einen linearen Zubau von nur 1.0 GWe/a - hohe Strategie - bzw. 0.5 GWe/a - niedrige Strategie - übergeht.

Es wird davon ausgegangen, daß bis zum Jahr 2000 nur Leichtwasserreaktoren gebaut werden, danach alternativ Schnelle-Brut-Reaktoren

- evtl. einige weitere Leichtwasserreaktoren zu deren Plutoniumversorgung - oder Hochtemperaturreaktoren oder eine Kombination dieser beiden Systeme.

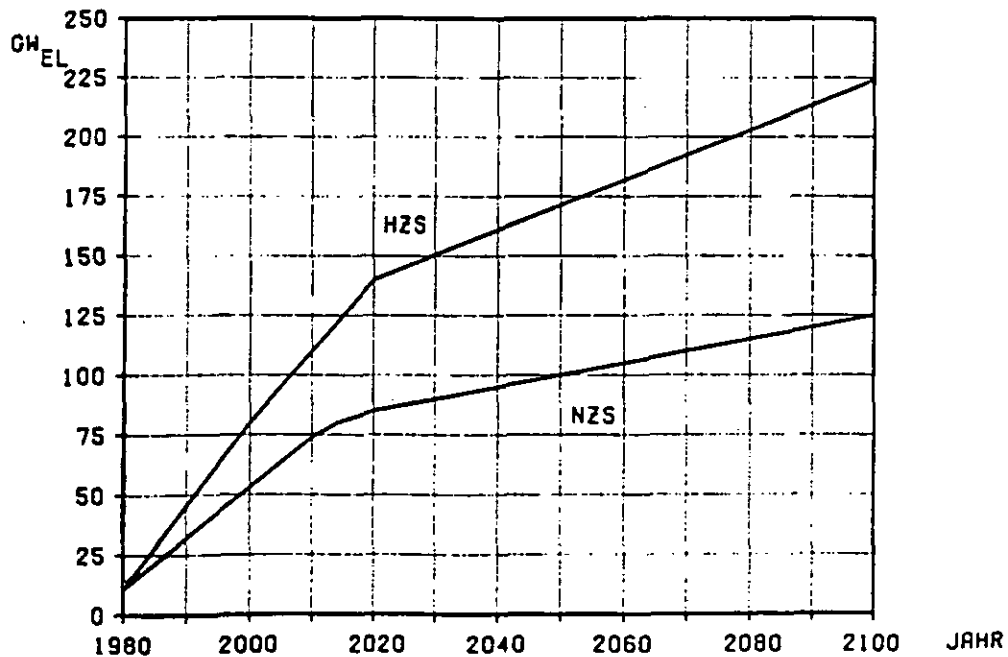


Abb. 4.1 Installierte nukleare Nettoleistung in der Bundesrepublik Deutschland.
angenommener Lastfaktor 0,7
hohe (HZS) und niedrige (NZS) Zubau-Strategie

Der Anteil der Kernenergie an der gesamten Stromerzeugung in der BRD wird im Zeitraum von 2020 - 2100 im ersten Fall mit 60 - 67 v.H. und im zweiten Fall mit etwa 50 - 55 v.H. angenommen.

Unter Berücksichtigung der allerjüngsten Entwicklungen könnten die Annahmen über die Zubauraten bis zum Jahr 2000 als überhöht angesehen werden, und möglicherweise wird sich der Schwerpunkt des Kernenergiezubaues in die Periode nach 2000 verschieben.

Aus diesem Grund muß wohl der Fall der niedrigen Zubau-Strategie als der realistischere von beiden betrachtet werden.

Die abgegebene kumulierte Nettoenergie der in der Bundesrepublik Deutschland installierten Kernkraftwerke errechnet sich aus insgesamt abgegebener Nettoleistung multipliziert mit dem zu betrachtenden Zeitraum.

Bis zum Jahr 1980 wurden 10100 GWh /6, 7/ elektrischer Energie aus Kernspaltungen in das Verbundnetz der Bundesrepublik Deutschland eingespeist.

Die kumulierte elektrische Energie aus deutschen Kernkraftwerken ergibt sich in diesem Zeitraum wie folgt (Tab. 4.1):

Zeitraum	kum. el. Nettoenergie
1956 bis 1972	1158 GWd
1956 bis 1974	2100 GWd
1956 bis 1976	3895 GWd
1956 bis 1978	6722 GWd
1956 bis 1980	10100 GWd

Tab. 4.1 Kumulierte nukleare Nettoenergie bis 1980.

Ohne Berücksichtigung der bis zum Jahr 1980 von den installierten Kernkraftwerken abgegebenen elektrischen Nettoleistung ergeben sich auf Grund der betrachteten Prognose folgende Werte für die kumulierte Nettoenergie der kommenden Jahrzehnte (Tab. 4.2):

Zeitraum	kum. el. Nettoenergie
1980 bis 1990	69350 GWd
1980 bis 2000	250390 GWd
1980 bis 2010	496035 GWd
1980 bis 2020	792597 GWd
1980 bis 2030	1110147 GWd

Tab. 4.2 Kumulierte nukleare Nettoenergie ab 1980.
angenommener Lastfaktor 0,7

5. Entsorgungskonzepte der BRD

Bei der friedlichen Nutzung der Kernenergie fallen radioaktive Abfälle aller Kategorien an, die für einen sehr großen Zeitraum sicher gelagert werden müssen.

Oberstes Gebot für alle Beteiligten ist es daher, das Problem der Entsorgung unter Berücksichtigung aller nur möglichen Sicherheitsaspekte und auch der Wirtschaftlichkeit zu untersuchen und eine für die Biosphäre akzeptable Lösung zu finden.

In der Bundesrepublik Deutschland werden z. Z. zwei verschiedene Konzepte zur Entsorgung unter energiepolitischen, technischen, ökologischen und sicherheitstechnischen Gesichtspunkten untersucht:

- Das integrierte Entsorgungskonzept.
- Das Entsorgungskonzept zur direkten Endlagerung von Brennelementen (Abb. 5.1).

Nach der Verwendung von Kernbrennstoffen in Kernkraftwerken werden die Brennelemente zur Abkühlung mehrere Jahre in Abklingbecken aufbewahrt.

In dieser Zeit zerfällt der größte Teil der radioaktiven Stoffe, so daß die weiterhin anhaltende Wärmeentwicklung der Brennelemente stark reduziert wird.

Danach können sie in ein Langzeitzwischenlager gebracht werden, wo sie nach heutigen Vorstellungen bis zu 50 Jahre gelagert werden können.

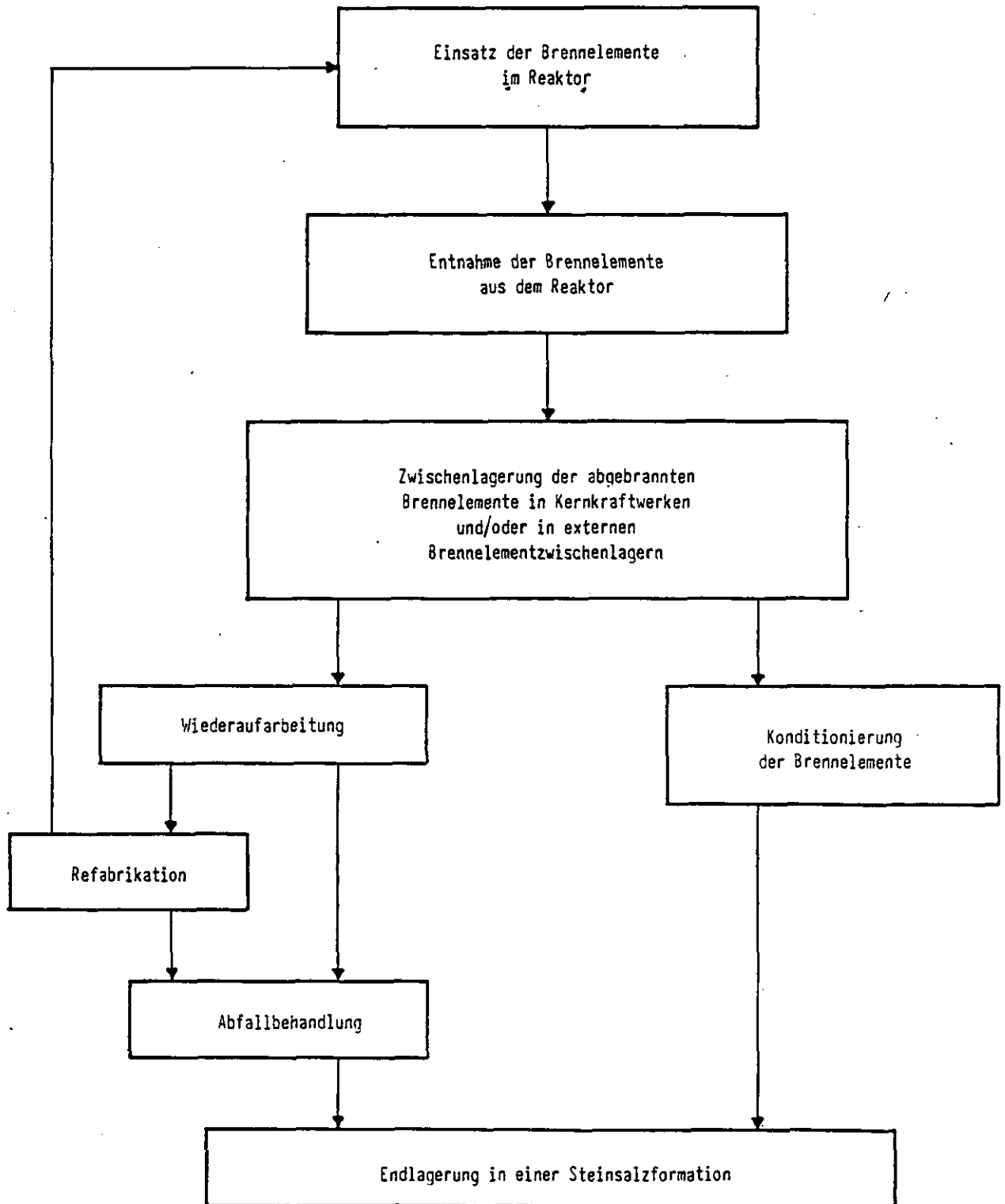


Abb. 5.1 Schematische Darstellung der alternativen Entsorgungskonzepte der BRD.

Das Entsorgungskonzept zur direkten Endlagerung geht davon aus, daß die abgebrannten Brennelemente danach ohne Weiterbehandlung endgelagert werden.

Beim integrierten Entsorgungskonzept dagegen ist nach der Zwischenlagerung die Wiederaufarbeitung vorgesehen.

Bei der Wiederaufarbeitung werden die Brennelemente zerlegt und die Nutzaktinide, das sind Plutonium- und Urananteile, die wieder als Brennstoff verwendet werden können, fast vollständig von den radioaktiven Spaltprodukten abgetrennt.

Der so verbleibende hochradioaktive Abfall (HLW = High Level Waste) enthält neben nicht-flüchtigen und nicht-gasförmigen Spaltprodukten auch Abfallaktinide, das sind Aktinide wie Neptunium, Americium und Curium, aber auch Reste von Plutonium und Uran, die durch unvollständige Trennung als Verluste in den Abfall gelangt sind.

Nach entsprechender Konditionierung des Abfalls kommt dieser dann zur Endlagerung.

Beide Entsorgungsalternativen sehen für die Endlagerung von abgebranntem Kernbrennstoff in der Bundesrepublik Deutschland eine Steinsalzformation (Abb. 5.2) des geophysischen Untergrundes vor.

Das Einbringen des radioaktiven Abfalls in Salzformationen gilt nach dem heutigen Entwicklungsstand als die sicherste Möglichkeit der Endlagerung, besonders für die Bundesrepublik Deutschland mit ihrer hohen Bevölkerungsdichte und dem regenreichen Klima bietet sich diese Lösung an.

Die wichtigsten Gründe für die Entscheidung der Bundesregierung, eine Steinsalzformation als Endlager vorzusehen, seien hier

kurz genannt:

- Seit ca. 100 Mio. Jahren haben die Salzstöcke im norddeutschen Raum ihre Beschaffenheit kaum verändert.

- Nordeuropa ist ein weitgehend erdbebensicheres Gebiet.

- Salzformationen gelten als hydrologisch abgeschlossen:

Es ist daher als äußerst unwahrscheinlich anzusehen, daß in Salzstöcken eingelagerte Aktivität durch Wassertransport in die Biosphäre gelangt.

- Gute Wärmeleitfähigkeit der Salzkristalle:

Da abgebrannte Brennelemente auf Grund des radioaktiven Zerfalls der Spaltprodukte und der Aktiniden, die sich während des Reaktorbetriebes durch verschiedene kernphysikalische Prozesse gebildet haben, selbst nach langer Zeit noch Wärme entwickeln, ist die Endlagerung in Salzstöcken von Vorteil, weil die hohe Wärmeleitfähigkeit der Salzkristalle die Wärmeausbreitung begünstigt und so die Höhe der induzierten Temperaturen schnell abgebaut wird.

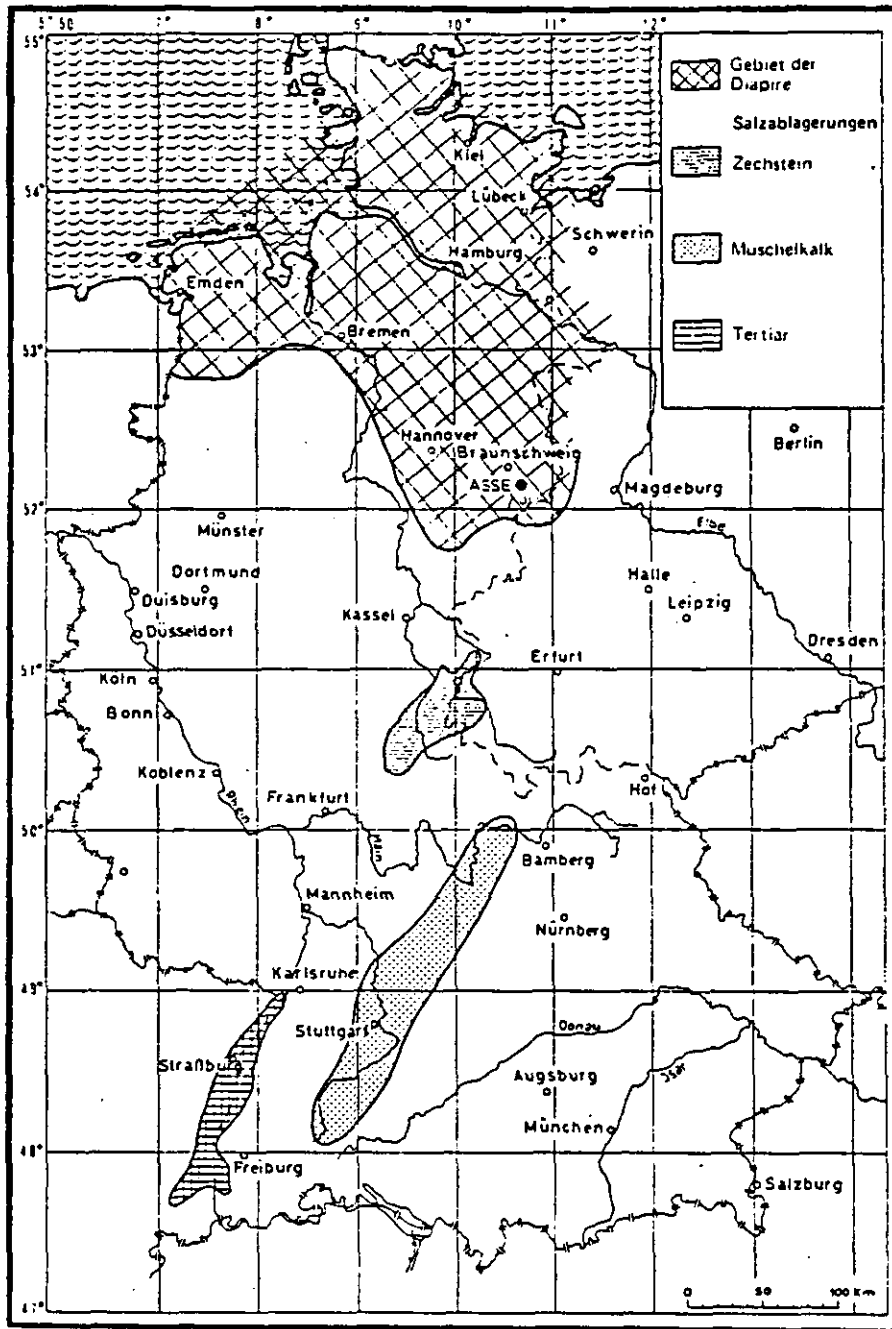


Abb. 5.2 Salzvorkommen in der Bundesrepublik Deutschland /8/.

6. Untersuchte Brennstoffzyklen

Im Rahmen der alternativen Entsorgungskonzepte der Bundesrepublik Deutschland (direkte Endlagerung / Endlagerung nach Wiederaufarbeitung) wird in diesem Kapitel auf verschiedene mögliche Brennstoffzyklen für die heutige und kommende Generation von Kernkraftwerken eingegangen.

Aus den möglichen Varianten zukünftiger Brennstoffkreisläufe der thermischen Kernkraftwerke vom Typ Leichtwasserreaktor (LWR) und Hochtemperaturreaktor (HTR) wurden die folgenden Uran-Plutonium-Brennstoffzykluskonzepte ausgewählt und das Ingestion Hazard des jeweils anfallenden Wastes berechnet:

Entsorgungskonzept mit Wiederaufarbeitung:

- Der geschlossene LWR-Brennstoffzyklus bei zweimaligem Rezyklieren von Uran und Plutonium.
- Der geschlossene LWR-Brennstoffzyklus bei zehnmaligem Rezyklieren von Uran und Plutonium.

Entsorgungskonzept ohne Wiederaufarbeitung:

- Der offene LWR-Brennstoffzyklus.
- Ein offener HTR-Brennstoffzyklus (Fall HTR-1) mit relativ hohem Schwermetallgehalt der Brennelemente (10 g/BE) und einem Abbrand von 101,9 MWd/kg SM /9/.
- Ein offener HTR-Brennstoffzyklus (Fall HTR-2) mit einem Schwermetallgehalt der Brennelemente von 8 g/BE und sehr hohem Abbrand (148,7 MWd/kg SM).

Für die Simulation der genannten Brennstoffzyklen mit dem Computer wurden Referenzreaktoren ausgewählt, die im folgenden

kurz vorgestellt werden:

Bei den kommerziell betriebenen Kernkraftwerken haben sich bisher vor allem Leichtwasserreaktoren (LWR) durchgesetzt.

LWR werden als Druckwasser- und Siedewasserreaktoren mit niedrig angereichertem Uran (2-4 v.H. angereichertes U-235) betrieben. Beide Bauformen verwenden leichtes Wasser als Moderator und Wärmetransportmittel.

Die Daten des Referenzreaktors vom Typ LWR stammen aus einer Nachrechnung der Coreauslegung des Druckwasserreaktors Biblis-A der KWU, die am Institut für Reaktorentwicklung der KFA Jülich durchgeführt worden ist /10/. Eine Auflistung der einzelnen Reaktordaten soll hier nicht erfolgen, da Beschreibungen dieses Reaktors in der Fachliteratur zahlreich vorhanden sind.

Dem Referenzreaktor für die HTR-Brennstoffzyklen lagen folgende Coreauslegungsdaten zugrunde:

- kugelförmige Brennelemente: Radius 3 cm
- Brennelementkugeln bestehen aus Graphit; im Innern der Kugeln sind "Coated Particles" eingelassen
- Urangehalt pro Kugel : 8 bzw. 10 Gramm
- Packungsdichte : 5394 Kugeln pro m³
- Helium als Wärmetransportmittel
- Heliumdruck : 40 bar
- Heliumtemperatur : 250 - 985 °C

Hier sollten nur die wichtigsten Daten des Referenztyps aufgeführt werden. Eine detaillierte Beschreibung /9/ ist im angegebenen Literaturverzeichnis aufgeführt.

6.1 Brennstoffzyklen mit Wiederaufarbeitung

Die gegenwärtigen Brennstoffzykluskonzepte mit Wiederaufarbeitung gehen im allgemeinen von einer Rückführung der Elemente Uran und Plutonium aus, wobei für großtechnische Wiederaufarbeitungsanlagen Abtrenngrade von ca. 99 v.H. erwartet werden können.

Durch die Wiederaufarbeitung abgebrannter Brennelemente kann das abgetrennte Uran und Plutonium in Leichtwasserreaktoren zurückgeführt werden, womit eine Einsparung an Natururan erzielt wird.

6.1.1 Der geschlossene LWR-Brennstoffzyklus bei zweimaligem Rezyklieren von Uran und Plutonium

Bei diesem Konzept wird davon ausgegangen, daß langfristig jeweils nur Uran und Plutonium aus erster und zweiter Generation zurückgeführt wird, da sich bei mehrfacher Rezyklierung von Plutonium zum einen eine reaktivitätsmäßig nachteilige Verschiebung der Plutonium-Isotopenanteile in Richtung auf höhere Plutoniumisotope (Pu-240 und Pu-242) ergibt und zum anderen ein wachsender Gehalt an Am-241 und anderen Transplutoniumelementen unter Umständen zu erhöhten Strahlenschutzmaßnahmen bei der Refabrikation zwingen kann /11/.

Damit ergibt sich folgender Gleichgewichtszustand für die Beladung des Reaktors:

Ein Teil der Jahresnachladung erfolgt mit frischem Brennstoff, ein Teil enthält Beimischungen von entladener Uran und Plutonium der ersten Generation, und der Rest der Jahresnachladung enthält Beimischungen von entladener Uran und Plutonium der zweiten Generation.

In einem solchen Gleichgewichtszustand können langfristig bis zu 25 v.H. /11/ an Natururan gegenüber dem Fall ohne Wiederaufarbeitung eingespart werden.

Für die Simulation dieser Brennstoffzyklusalternative mittels des Computers waren zunächst folgende Schritte nötig, um eine Gleichgewichtsbeladecharge zu erhalten:

- a) In einem ersten Rechenlauf wurde die anfallende Menge radioaktiven Materials des LWR-Referenzreaktors nach zwei Jahren Kühlzeit errechnet.
- b) Aus diesem Inventar wurden im Aufarbeitungsschritt 99 v.H. des Urans und Plutoniums extrahiert.
- c) Anschließend wurde die Anreicherung der rückgewonnenen, spaltbaren Schwermetalle zur Gesamtschwermetallmenge zu 3,2 v.H. bestimmt. Dabei wurde angenommen, daß der Anteil von U-235 zu U-238 mit 0,25 v.H. in den Waste-strom der Wiederaufarbeitungsanlage geht.
- d) Der auf 3,2 v.H. angereicherte Rest an Plutonium und Uran bildete die Beladecharge für den folgenden zweiten Rechenlauf.
- e) Nach einer angenommenen Kühlzeit von wiederum zwei Jahren wurden die Schritte b) und c) wiederholt, und die nach d) ermittelte Schwermetallmenge bildete die dritte Beladecharge.

Mit den Ergebnissen dieser Berechnungen war es nun möglich, die Gleichgewichtsbeladecharge zu bestimmen:

Da die eingesetzte Gesamtschwermetallmenge konstant bleiben muß, wurde die Belademenge der ersten, frischen Beladecharge durch die Summe der insgesamt eingesetzten Schwermetallmenge aus den drei durchgeführten Rechenläufen dividiert.

Nach Multiplikation der einzelnen Isotope der frischen Beladecharge mit dem so berechneten Faktor ergab sich nun eine mengenmäßig kleinere Beladung mit frischen Brennelementen, mit der die Berechnungen nach a) bis e) erneut durchgeführt wurden.

Das resultierende Ingestion Hazard aus diesem Brennstoffzyklus setzt sich im Gleichgewicht demnach aus folgenden Anteilen zusammen:

Aus dem IH des Wiederaufarbeitungswastes der ersten und zweiten Generation und dem IH der entladenen Brennelemente der dritten Generation.

6.1.2 Der geschlossene LWR-Brennstoffzyklus bei zehnmaligem Rezyklieren von Uran und Plutonium

Das Simulieren dieser Variante des Brennstoffzykluskonzeptes soll eine Antwort auf die Frage geben, ob sich durch permanentes Rezyklieren von Uran und Plutonium das Ingestion Hazard gegenüber den anderen Konzepten, speziell gegenüber dem Konzept der Nicht-Wiederaufarbeitung, deutlich vermindern läßt.

Da im Rahmen dieser Arbeit ein Zeitraum von 50 Jahren betrachtet werden soll, ergeben sich bis zum Jahr 2030 10 Zyklen unter der Annahme, daß die Brennelemente jeweils nach einer Betriebszeit von 3 Jahren aus dem Reaktor entnommen und anschließend 2 Jahre in Abklingbecken gelagert werden.

Die abgebrannten Brennelemente des letzten Rezyklierungslaufes werden als Abfall betrachtet.

Folgende Annahmen und Voraussetzungen wurden bei dieser Untersuchung getroffen:

- a) Die aus dem Reaktor entladenen abgebrannten Brennelemente gelangen nach einer Abkling- und Kühlzeit von zwei Jahren zur Wiederaufarbeitung.
- b) Bei der Wiederaufarbeitung werden jeweils 99 v.H. der Schwermetalle Uran (U-234, U-235, U-236, U-238) und Plutonium (Pu-238, Pu-239, Pu-240, Pu-241, Pu-242) aus dem angefallenen hochradioaktiven Waste extrahiert.

- c) Die rückgewonnenen Schwermetallisotope werden wieder in den Reaktor gebracht, und es wird so viel frisches U-235 und U-238 zugeführt, daß genau die eingesetzte Gesamtschwermetallmenge der ersten Beladearcharge erreicht wird.
- d) Gleichzeitig muß das Verhältnis des zugeführten U-235 zu U-238 so bestimmt werden, daß sich in allen Rückführungsläufen ein nahezu gleiches k-eff einstellt und der Abbrand von 32,5 MWd/kg SM gleich bleibt.

Das resultierende Ingestion Hazard ergibt sich also aus dem Waste der einzelnen Rezyklierungsläufe und den gesamten Brennelementen des letzten Rechenlaufes.

6.2 Brennstoffzyklen ohne Wiederaufarbeitung

Die Schließung des HTR-Brennstoffkreislaufes mit niedrig angereichertem Uran wurde bislang nicht verfolgt, da wegen des gegenüber dem LWR ca. dreifach höheren Abbrandes eine Wiederverwendung des entladenen Spaltstoffs nicht mehr sinnvoll erscheint.

Um eine Bewertung des Ingestion Hazards von Waste aus offenen und geschlossenen Zyklen vornehmen zu können, soll hier zunächst der nicht-rezyklierte LWR-Brennstoffkreislauf untersucht werden.

6.2.1 Der offene LWR-Brennstoffzyklus

Bei der Untersuchung dieses Konzeptes wurde davon ausgegangen, daß alle Brennelemente nach einem Durchlauf durch den Reaktor und einem Abbrand von 32,9 MWd/kg SM als Abfall zu betrachten sind.

Das entladene hochradioaktive Reaktorinventar kommt für die Dauer von zwei Jahre in Abklingbecken und danach zur Endlagerung. Die Bestimmung des Ingestion Hazards des Wastes erfolgt nach diesem Zeitpunkt.

6.2.2 Ein offener HTR-Brennstoffzyklus (HTR-1) mit relativ hohem Schwermetallgehalt der Brennelemente (10 g/BE) und einem Abbrand von 101,9 MWd/kg SM

Der Gehalt an UO_2 der hier untersuchten Brennelemente beträgt 10 Gramm pro Kugel.

Die Brennelemente durchlaufen den Reaktor jeweils einmal (OTTO-Verfahren) und werden nach einem mittleren Abbrand von 101,9 MWd/kg SM als Abfall betrachtet.

6.2.3 Ein offener HTR-Brennstoffzyklus (HTR-2) mit einem Schwermetallgehalt der Brennelemente von 8 g/BE und sehr hohem Abbrand (148,7 MWd/kg SM)

In diesem Konzept wird der Gehalt an UO_2 pro Brennelementkugel auf 8 Gramm festgesetzt.

Ähnlich wie im Fall 8.2.2 durchlaufen die Kugeln jeweils einmal das Reaktorcore, erreichen aber jetzt einen mittleren Abbrand von 148,7 MWd/kg SM.

Auch in diesem Fall bestimmt sich das Ingestion Hazard aus dem Waste, der durch die entladenen Brennelemente gebildet wird.

Bei den hier dargestellten Untersuchungen wurde der Hochtemperaturreaktor nur im Brennstoffzyklus mit niedrig angereichertem Uran, nicht aber im Thorium-Zyklus betrachtet.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen hinsichtlich des Ingestion Hazards sind in Kapitel 8 dargestellt.

7. Beschreibung des Rechenverfahrens

Die folgende Beschreibung der Rechenprogramme, die im Rahmen dieser Arbeit verwendet worden sind, hat keine ausführliche Darstellung der angewendeten mathematischen Lösungsmethoden oder des prinzipiellen Programmaufbaus zum Inhalt. Eine solche Darstellung ist in den Literaturquellen wiedergegeben.

Vielmehr sollen die für die Anwendung der Programme wichtigen Kenntnisse über die Eingabevariationsmöglichkeiten und Wirkungsquerschnittsdateien vermittelt werden.

Alle Rechnungen wurden mit dem Computercode ORIGEN-EXJÜL /12/ durchgeführt. Dieses Programm ist eine modifizierte und erweiterte Fassung des Abbrandcodes ORIGEN /13/, das am Oak Ridge National Laboratory entwickelt wurde.

Um die entscheidenden Vorteile des erweiterten Programms für die hier durchgeführten Berechnungen besser aufzeigen zu können, folgt zunächst eine Beschreibung der ursprünglichen Fassung.

7.1 Das Programm ORIGEN

ORIGEN wurde entwickelt, um die Bildung von Spaltprodukten durch Kernspaltung schwerer Atomkerne, den Zerfall radioaktiver Isotope und den hierzu konkurrierenden Aufbau schwerer Isotope durch Neutroneneinfang oder Betazerfall darzustellen und Kriterien für die Beurteilung bestrahlten Materials in Hinblick auf Weiterbehandlung und Umweltrisiken zu erhalten.

So gibt das Programm dem Anwender unter anderem die Möglichkeit, die Veränderung der Nuklidzusammensetzung

- von in Reaktoren eingesetztem Kernbrennstoff während der Betriebsphase
- von entladene, abgebranntem Kernbrennstoff bis zur Wiederaufarbeitung
- von hochradioaktivem Abfall

in Abhängigkeit verschiedenster Reaktor- und Wiederaufarbeitungsparameter zu bestimmen.

Durch die Eingabedaten können u.a.

- die Art des eingesetzten Kernbrennstoffs (rezyklierter / nicht rezyklierter Kernbrennstoff) durch Angabe der Nuklidzusammensetzung
- die Hüll- und Strukturmaterialzusammensetzung
- die neutronenphysikalischen Verhältnisse
- die Intervalle der Betrachtungszeiträume

vorbestimmt werden.

Die Libraries des Punkt-Abbrandcodes ORIGEN erfassen 813 Nuklide und enthalten u.a. Halbwertszeiten, Zerfallsenergien, Zerfalls-schemata und Mehrgruppen-Photonenemissionsdaten. Die Wirkungs-
querschnitte der Nuklide sind gegeben in der Form von

- a) σ_{2200}
- b) Resonanzintegralen
- c) Spaltspektrumsgemittelten schnellen Wirkungsquerschnitten.

Je nach Reaktortyp greift das Programm auf die entsprechende Library zu.

Um Berechnungen durchführen zu können, benötigt das Programm neben dem zeitlichen Verlauf des thermischen Neutronenflusses noch "Spektrumwichtungsfaktoren", um die energieabhängigen Wirkungsquerschnitte zu einem Pseudo-1-Gruppenquerschnitt kondensieren zu können.

Diese Spektrumwichtungsfaktoren beinhalten zum einen eine $1/v$ -Korrektur der thermischen Wirkungsquerschnitte und zum anderen Neutronenflußverhältnisse. Sie sind also je nach Problemstellung und zugrunde gelegtem Reaktortyp für jeden Rechenlauf vom Benutzer neu zu ermitteln.

Während der Rechnung selbst wendet das Programm diese Spektrumwichtungsfaktoren identisch auf alle Nuklide an und der auf diese Weise ermittelte Pseudo-1-Gruppenquerschnitt bleibt für den gesamten Lebensweg eines Brennelementes konstant /14/.

Besonders beim Kugelhaufen-Hochtemperaturreaktor ergeben sich Schwierigkeiten bei der Berechnung der Lebensgeschichte eines Brennelementes nach ORIGEN: Die Brutstoffresonanzintegrale der Kugelhaufenreaktorvarianten weichen deutlich von denen der 1160-HTGR-Anlage der General Atomic ab, auf diesen Typ aber wurden die Libraries abgestimmt.

So muß für jede HTR-Rechnung die ursprüngliche Library überschrieben werden.

Außerdem ändert sich das Neutronenspektrum während der Lebensgeschichte eines Brennelementes auf Grund des OTTO-Beschickungssystems (Once Trough Then Out) /15, 16/ erheblich, so daß bei

Verwendung eines zeitlich konstanten Pseudo-1-Gruppenquerschnittes ein deutlicher Fehler entsteht.

Hauptsächlich diese Probleme führten zur Weiterentwicklung des Programms.

7.2 Das Programm ORIGIN-EXJÜL

ORIGIN-EXJÜL ermöglicht es nun, durch Kopplung mit dem Programmzyklus V.S.O.P. /17/, u.a. die Wirkungsquerschnitte der ORIGIN-Library mit Hilfe der im V.S.O.P.-Programm involvierten Spektral- und Diffusionscodes zu kondensieren und, falls nötig, zu modifizieren.

Dies geschieht sowohl als Funktion der Bestrahlzeit als auch der Bestrahlzone im Core des Reaktors.

Das Programm V.S.O.P. erstellt bei einer Coreauslegungsrechnung eine Library, die für bis zu 60 Nuklide u.a. 4-Gruppen-Neutronenflüsse und 4-Gruppen-Wirkungsquerschnitte enthält.

Außerdem berücksichtigt das Programm bis zu 400 Teilvolumina des Cores und enthält Informationen über das zeitliche Umsetzen der Teilvolumina entsprechend dem Kugelfließen im realen Reaktorkore.

Da auch die Isotopenkonzentrationen jeder frischen Beladearcharge in den verschiedenen Corezonen erfaßt werden, können nun mit ORIGIN-EXJÜL die Spektrumwichtungsfaktoren individuell für jedes Nuklid so bestimmt werden, daß deren Absorptionsraten im thermischen, epithermischen und schnellen Energiebereich nun mit denen der V.S.O.P.-Rechnung identisch sind /14/.

Die Reaktionsrate (R) im V.S.O.P.-Zyklus bildet sich nach folgender Gleichung:

$$R = \phi_4 \cdot \sigma_4 + \phi_3 \cdot \sigma_3 + \phi_2 \cdot \sigma_2 + \phi_1 \cdot \sigma_1$$

Die Reaktionsrate im ORIGEN-EXJÜL-Zyklus:

$$R = (\text{THERM} \cdot \sigma_{2200} + \text{RES} \cdot \text{RI} + \text{FAST} \cdot \sigma_s) \cdot \phi_4$$

mit:

$$\sigma_{2200} = \sigma_{2200} (n, \gamma) + \sigma_{2200} (n, f) + \sigma_{2200} (n, \alpha)$$

$$\text{RI} = \text{RI} (n, \gamma) + \text{RI} (n, f) \quad \text{und} \quad \text{RI} = \int_{0,5 \text{ eV}}^{\infty} \frac{\sigma(E)}{E} dE$$

$$\sigma_s = \sigma_s (f) + \sigma_s (n, 2n) + \sigma_s (n, 3n) + \sigma_s (n, \alpha) + \sigma_s (n, p)$$

Daraus ergibt sich:

$$\text{THERM} = \frac{\sigma_4}{\sigma_{2200}}$$

$$\text{RES} = \frac{\phi_3 \cdot \sigma_3 + \phi_2 \cdot \sigma_2}{\phi_4 \cdot \text{RI}}$$

$$\text{FAST} = \frac{\phi_1 \cdot \sigma_1}{\phi_4 \cdot \sigma_s}$$

Den Parametern THERM, RES, FAST kommt demnach folgende Bedeutung zu:

THERM: Bildung eines effektiven thermischen Wirkungsquerschnittes entsprechend σ_{2200} und dem gegebenen thermischen Neutronenspektrum.

RES : Verhältnis von epithermischem zu thermischem Neutronenfluß und ggf. Korrektur des RI der ORIGEN-Library.

FAST : Verhältnis von schnellem Fluß (größer 1,0 MeV) zu thermischem Fluß multipliziert mit einem vom Reaktortyp abhängigen Faktor.

Diese Berechnungen werden für jeden Zeitabschnitt erneut durchgeführt.

Es stehen also die nuklidspezifischen Wirkungsquerschnitte für alle Brennelemente des jeweiligen Reaktortyps während ihrer ganzen Verweilzeit im Core energie-, raum- und zeitabhängig zur Verfügung, die dann nach evtl. vorausgegangener Modifikation zu Gruppenwirkungsquerschnitten zusammengefaßt werden können.

Diese Modifikation der Spektrumwichtungsfaktoren wird bei 12 Schwermetallen, bei X-135, B-10, Cs-133, Cs-134 und bei C-12 durchgeführt. Für alle anderen Materialien werden die des B-10 angenommen, also $1/v$ -Verhalten der Wirkungsquerschnitte vorgegeben.

Durch die beschriebene Modifikation des ursprünglichen ORIGEN-Programms ist es durch Kopplung mit V.S.O.P. möglich, Brennstoffabbrandvorgänge in Reaktoren, speziell in Hochtemperaturreaktoren, mit dem Computer sehr genau zu simulieren.

Mit ORIGEN-EXJÜL wird nach dem beschriebenen Verfahren das Abbrandgeschehen für ca. 1200 Nuklide rechnerisch nachvollzogen.

Im Anschluß daran werden die Waste-Daten der Abkling- und Endlagerperiode ermittelt und es wird das Ingestion Hazard of Water der angefallenen Spaltprodukte und Schwermetalle als Funktion der Kühl- und Abklingzeit bestimmt.

In der ORIGEN-Library sind die Freigrenzwerte des US Radiation Concentration Guide (US RCG) enthalten /18/, die auf /1/ basieren. Für einige im US RCG nicht erfaßte Schwermetallisotope wurden die von La Verne /19/ ermittelten Werte in die Library aufgenommen.

Die ORIGEN-EXJÜL-Library enthält neben diesen Freigrenzwerten, die weitestgehend mit denen der ersten Strahlenschutzverordnung für die Bundesrepublik Deutschland übereinstimmen, auch alternativ Freigrenzwerte, die von B. L. Cohen /20/ dargestellt worden sind und die in einigen Fällen deutlich von den im US RCG enthaltenen Werten abweichen.

In den durchgeführten Berechnungen wurden sowohl die Freigrenzwerte nach US RCG als auch nach Cohen verwendet, so daß ein direkter Vergleich des sich ergebenden Ingestion Hazards möglich ist.

Die in Tabellenform ausgedruckten Werte für das Ingestion Hazard sind aus Gründen der Übersichtlichkeit mittels eines Plot-Programms /21/ graphisch dargestellt worden.

7.3 Verwendete Bezeichnungen und Indizes

σ_{2200} = mikroskopischer Wirkungsquerschnitt bei
Neutronengeschwindigkeiten von 2200 m/s

σ_4 = mikroskopischer Wirkungsquerschnitt
im thermischen Energiebereich
der V.S.O.P.-Rechnung

σ_3 = mikroskopischer Wirkungsquerschnitt
im epithermischen Energiebereich
der V.S.O.P.-Rechnung

σ_2 = mikroskopischer Wirkungsquerschnitt
im epithermischen Energiebereich
der V.S.O.P.-Rechnung

σ_1 = mikroskopischer Wirkungsquerschnitt
im schnellen Energiebereich
der V.S.O.P.-Rechnung

σ_s = mikroskopischer Wirkungsquerschnitt
im schnellen Energiebereich
der ORIGEN-EXJÜL-Library

ϕ_4 = thermischer Neutronenfluß
der V.S.O.P.-Rechnung

ϕ_3 = epithermischer Neutronenfluß
der V.S.O.P.-Rechnung

ϕ_2 = epithermischer Neutronenfluß
der V.S.O.P.-Rechnung

ϕ_1 = schneller Neutronenfluß
der V.S.O.P.-Rechnung

RI = Resonanzintegral

8. Erzeugte Toxizität durch hochradioaktiven Abfall aus den untersuchten Brennstoffzyklen

Nach der Übersicht über die Erzeugung von Spaltprodukten und Aktiniden durch verschiedene Reaktortypen und Brennstoffzyklen in den vorausgegangenen Kapiteln sollen im folgenden Abschnitt die Ergebnisse aus den durchgeführten Berechnungen zusammengefaßt dargestellt werden.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde die graphische Darstellung mittels Kurven gewählt.

Die Abb. 8.1 - 8.18 zeigen das berechnete Ingestion Hazard des in den verschiedenen Brennstoffkreisläufen pro erzeugter thermischer Energie (GWd - th) anfallenden Wastes, jeweils als Funktion der Abklingzeit aufgetragen.

An dieser Stelle sei nochmal erwähnt, daß die Kühlzeit der Brennelemente nach Entnahme aus dem Reaktor bei den Berechnungen mit 2 Jahren angenommen wurde. Erst nach diesem Zeitraum soll mit der Wiederaufarbeitung bzw. der Konditionierung der Brennelemente begonnen werden.

Abb. 8.1 beschreibt den Fall eines Leichtwasserreaktors vom Typ Biblis-A ohne Wiederaufarbeitung.

Das Ingestion Hazard der entladenen Brennelemente wurde nach den Freigrenzwerten der Commission on Radiological Protection (US RCG) bestimmt.

Diese Abbildung enthält sowohl die Kurven für das Ingestion Hazard der Schwermetalle (Kurve SC) und der Spaltprodukte (Kurve SP) als auch die resultierende Summe (Kurve SU) dieser beiden Anteile.

Die Darstellung dieser drei Kurven in einem Bild zeigt deutlich, daß die Toxizität des Wastes in den ersten 200 Jahren der Endlagerung nur durch die Toxizität der Spaltprodukte bestimmt wird.

10 Jahre nach Konditionierung ergibt sich für die Spaltprodukte ein Ingestion Hazard von ca. $7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ Wasser, daß sich aber nach 100 Jahren bereits um eine Zehnerpotenz verringert. Danach sinken die Werte für das Ingestion Hazard innerhalb der nächsten 900 Jahre bis auf ca. $4 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ Wasser ab.

Für die folgenden Jahre des betrachteten Zeitraumes von einer Million Jahre wird die verbleibende Toxizität der Spaltprodukte praktisch nur noch durch das langlebige Jodisotop J-129 bestimmt.

Zum Zeitpunkt 200 Jahre der Endlagerung geht die gleiche Gefährdung von Spaltprodukten und Schwermetallen aus. Das Ingestion Hazard dieser beiden Gruppen hat dann jeweils den Wert von ca. $3,5 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ Wasser erreicht.

Nach 300 Jahren bestimmen die Schwermetalle die Gesamtoxizität des Wastes.

1000 Jahre nach Konditionierung der Brennelemente hat das Ingestion Hazard pro Gwd thermisch erzeugter Energie einen Wert von $1 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ Wasser erreicht.

Danach verringert sich die Gesamtoxizität stetig und erreicht zum Zeitpunkt 30000 Jahre der Endlagerung ein Ingestion Hazard von ca. $1,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Wasser, das dann für die folgenden 300000 Jahre nahezu konstant bleibt. Erst nach dieser Zeit ist wieder eine deutliche Abnahme des Gefährdungspotentials zu beobachten.

Abb. 8.2 zeigt ebenfalls den Fall des Leichtwasserreaktors ohne Wiederaufarbeitung, allerdings wurden hier bei der Berechnung des Ingestion Hazards der Spaltprodukte (Kurve SP), der Schwermetalle (Kurve SC) und der Gesamtoxizität (Kurve SU) die von Cohen genannten Freigrenzwerte verwendet.

Wie sich aus den Kurven erkennen läßt, bewertet Cohen zum einen die Toxizität einiger Spaltprodukte (spez. Sr-90) geringer und zum anderen die Gefährdungspotentiale der langlebigen Schwermetalle höher als es die Commission on Radiological Protection in ihren Grenzwerten festgesetzt hat.

Nach Cohen's Freigrenzwerten ergibt sich eine Gesamtoxizität 10 Jahre nach Konditionierung der Brennelemente von ca. $1,7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ Wasser, die sich aus den Anteilen der Spaltprodukte mit $1,2 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ Wasser und aus den Anteilen der Schwermetalle mit $5 \cdot 10^8 \text{ m}^3$ Wasser zusammensetzt.

Die Toxizität der Schwermetalle steigt in den ersten 100 Jahren leicht an und erreicht nach dieser Zeit ihr Maximum von $1 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ Wasser.

Schon nach weiteren 100 Jahren bestimmt diese Gruppe der radioaktiven Abfälle die Gesamtoxizität der endgelagerten Brennelemente, deren Gefährdungspotential weiterhin stetig abnimmt.

Nach 2500 Jahren ist ein Wert für das Ingestion Hazard der Schwermetalle von ca. $3 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ Wasser erreicht, der sich ab dann bis zum Ende des Betrachtungszeitraums gleichmäßig bis auf $4 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ Wasser verringert.

Das Ingestion Hazard der Spaltprodukte erreicht nach 100 Jahren einen Wert von ca. $1,2 \cdot 10^8 \text{ m}^3$ Wasser und fällt dann in den folgenden 900 Jahren bis auf ca. $4 \cdot 10^3 \text{ m}^3$ Wasser ab. Der weitere Verlauf ist identisch mit dem in Abb. 8.1 aufgezeigten.

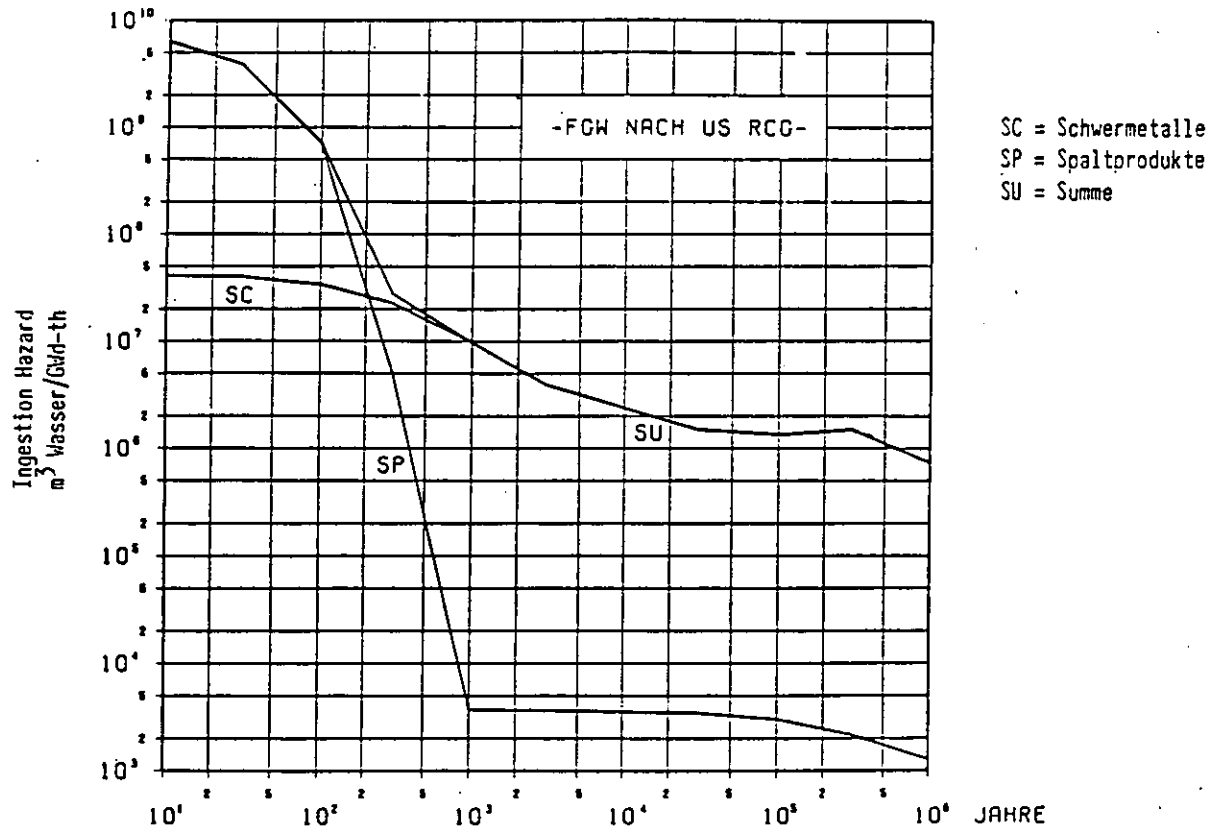


Abb. 8.1 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit:
LWR - ohne Rückführung.

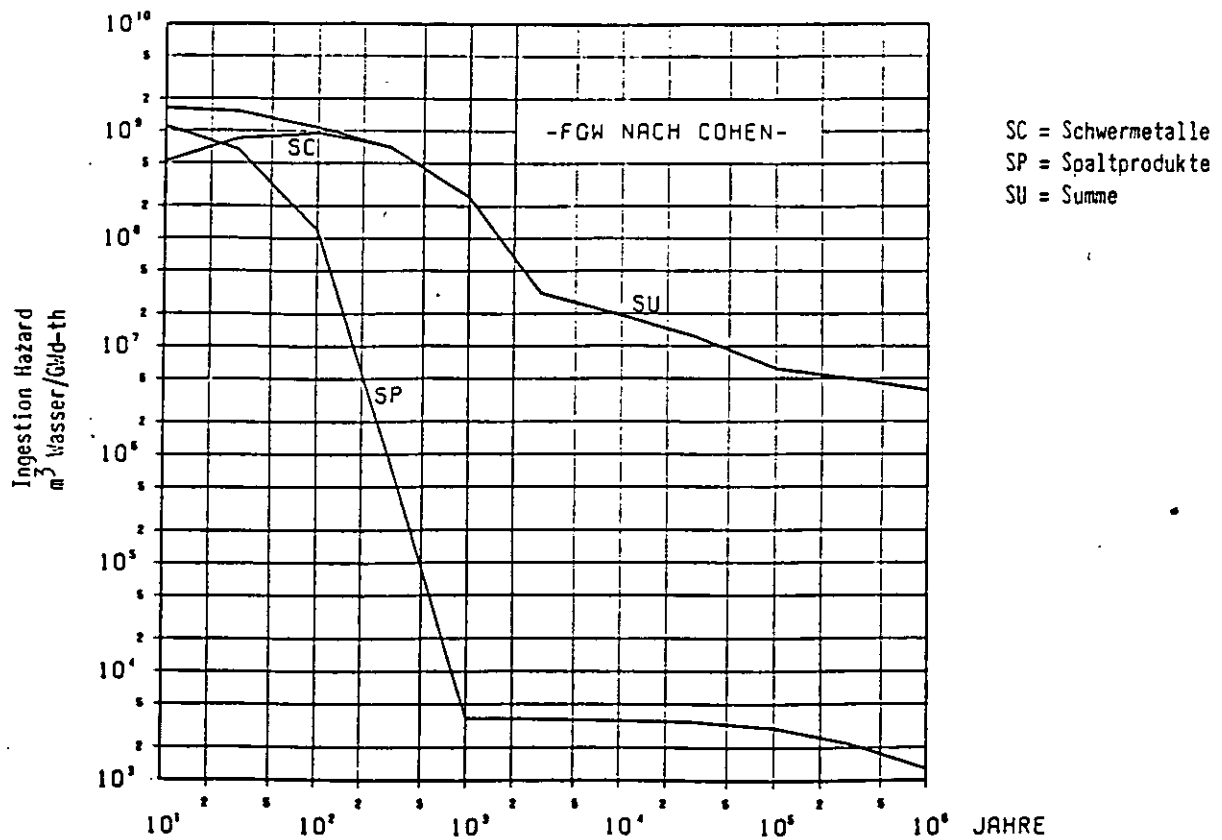


Abb. 8.2 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit:
LWR - ohne Rückführung.

Vergleicht man die Kurven der Abb. 8.1 und 8.2, so ergibt sich zum Zeitpunkt 1000 Jahre nach Konditionierung, daß das Gefährdungspotential der Spaltprodukte in beiden Fällen gleich eingeschätzt wird, das der Schwermetalle aber, und damit auch praktisch das gesamte Gefährdungspotential, durch abgebrannte endgelagerte Brennelemente von Cohen um einen Faktor 25 höher angesetzt wird.

Am Ende des Betrachtungszeitraumes liegen die Gefährdungspotentiale der Schwermetalle innerhalb einer Größenordnung.

Die Abb. 8.3 und 8.4 zeigen die Ergebnisse für einen Leichtwasserreaktor mit Wiederaufarbeitung.

Durch Rückführung von Uran und Plutonium der 1. und 2. Generation wurde eine Gleichgewichtsbeladung ermittelt, für die wiederum die anteilmäßige Zusammensetzung der Toxizität von Spaltprodukten und Schwermetallen an der Gesamtoxizität bestimmt worden ist.

Den Kurven in Abb. 8.3 liegen die Freigrenzwerte nach US RCG zugrunde, in Abb. 8.4 sind alternativ die Freigrenzwerte nach Cohen berücksichtigt.

Die Verläufe der Gefährdungspotentiale der Spaltprodukte (Kurve SP) in diesen Bildern sind mit den Spaltproduktkurven der Abb. 8.1 und 8.2 völlig identisch.

Für das Gefährdungspotential dieser Gruppe ist also eine Wiederaufarbeitung ohne Einfluß. Außerdem liegen hier die Werte für das Ingestion Hazard schon nach 1000 Jahren so niedrig - um mehrere Größenordnungen unter den Werten für die Schwermetalle -, daß sie für die Gesamtoxizität praktisch keine Bedeutung mehr haben.

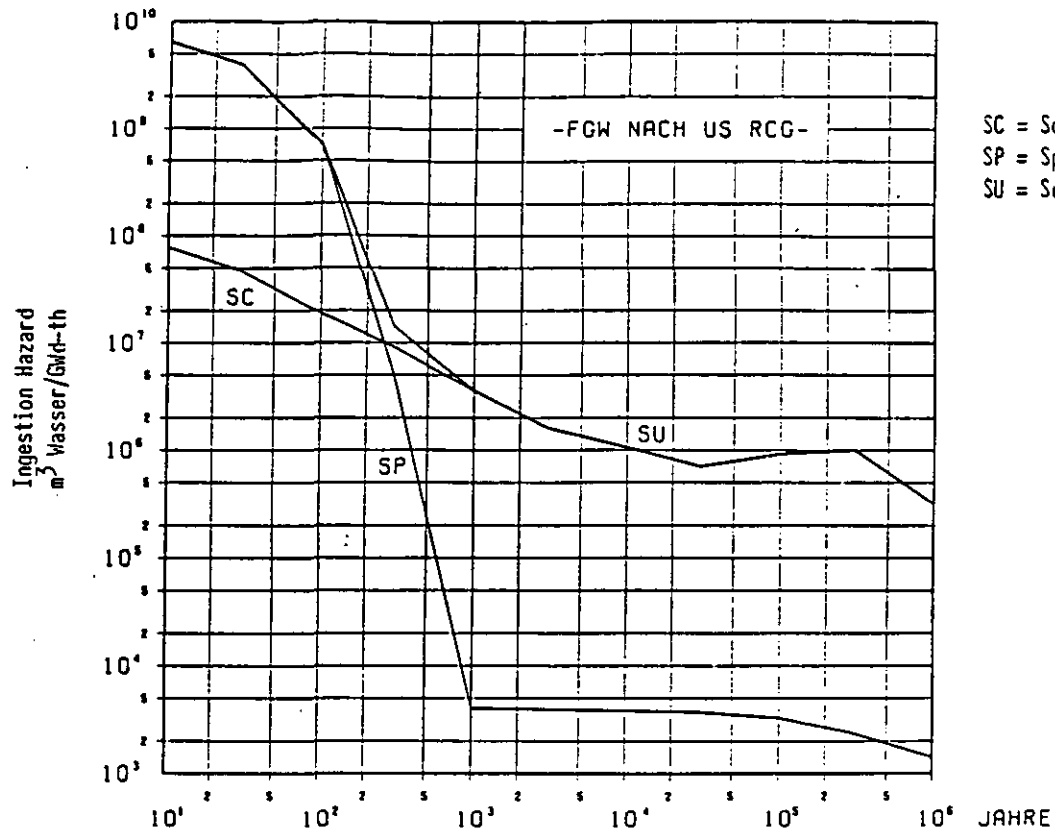


Abb. 8.3 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit:
LWR - 2malige Rückführung.

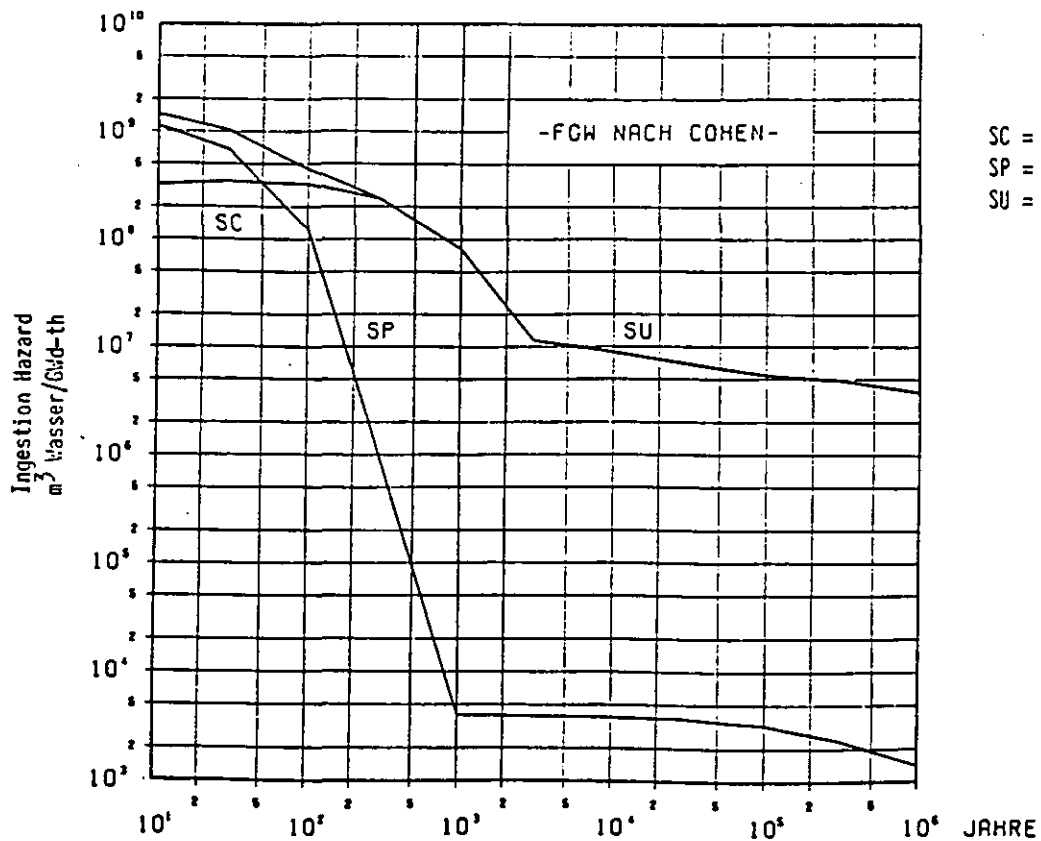


Abb. 8.4 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit:
LWR - 2malige Rückführung.

Der Verlauf des Gefährdungspotentials der Schwermetalle (Kurve SC) und damit auch der Verlauf der Gesamtttoxizität (Kurve SU) in Abb. 8.3 liegen durchschnittlich um einen Faktor 2-3 niedriger als die entsprechenden Referenzkurven in Abb. 8.1.

Die gleiche Aussage gilt auch für die Kurven SC und SU der Abb. 8.4, bezogen auf den Referenzfall, der durch Abb. 8.2 wiedergegeben wird.

Außerdem ist festzustellen, daß im Wiederaufarbeitungsfall die Kurven für das Ingestion Hazard der Schwermetalle in den ersten 200 Jahren wesentlich flacher verlaufen und sich kein ausgeprägtes Maximum wie im Fall ohne Wiederaufarbeitung (Abb. 8.2) bildet.

In den Abb. 8.5 - Freigrenzwerte nach US RCG - und 8.6 - Freigrenzwerte nach Cohen - sind die Kurven der drei untersuchten LWR-Zyklen zusammengefaßt:

Kurve L1 zeigt den Fall LWR ohne Wiederaufarbeitung, Kurve L2 den Fall LWR mit 10maliger Rückführung von Uran und Plutonium und Kurve L3 den Fall LWR mit Gleichgewichtsbeladearcharge nach 2maliger Rückführung, also frischem Brennstoff und Uran und Plutonium aus der 1. und 2. Generation.

Wie Abb. 8.5 zeigt, ergeben sich kaum Unterschiede im Gefährdungspotential der verschiedenen Brennstoffkreisläufe.

Innerhalb der ersten 100 Jahre der Endlagerung sind die drei Kurven völlig deckungsgleich.

Mit fortschreitender Abklingzeit ergeben sich selbst bei den Kurven L1 - ohne Rückführung - und L2 - 10fache Rückführung - nur Unterschiede innerhalb einer Größenordnung!

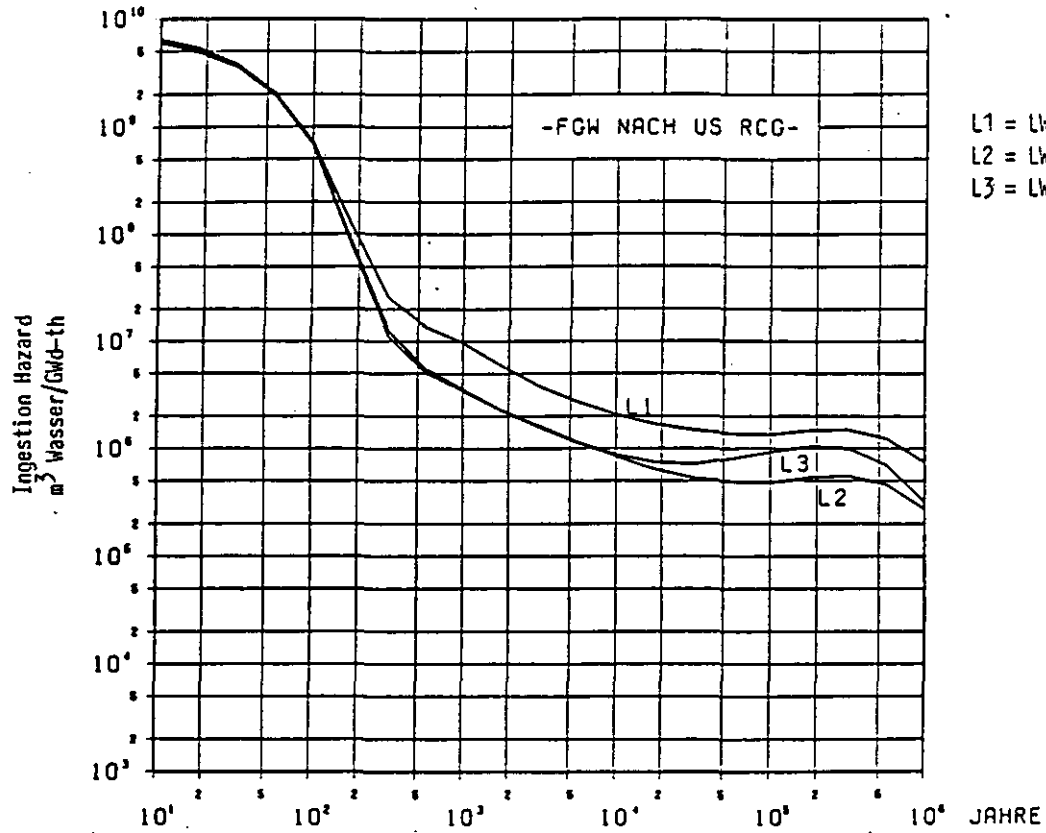


Abb. 8.5 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit.

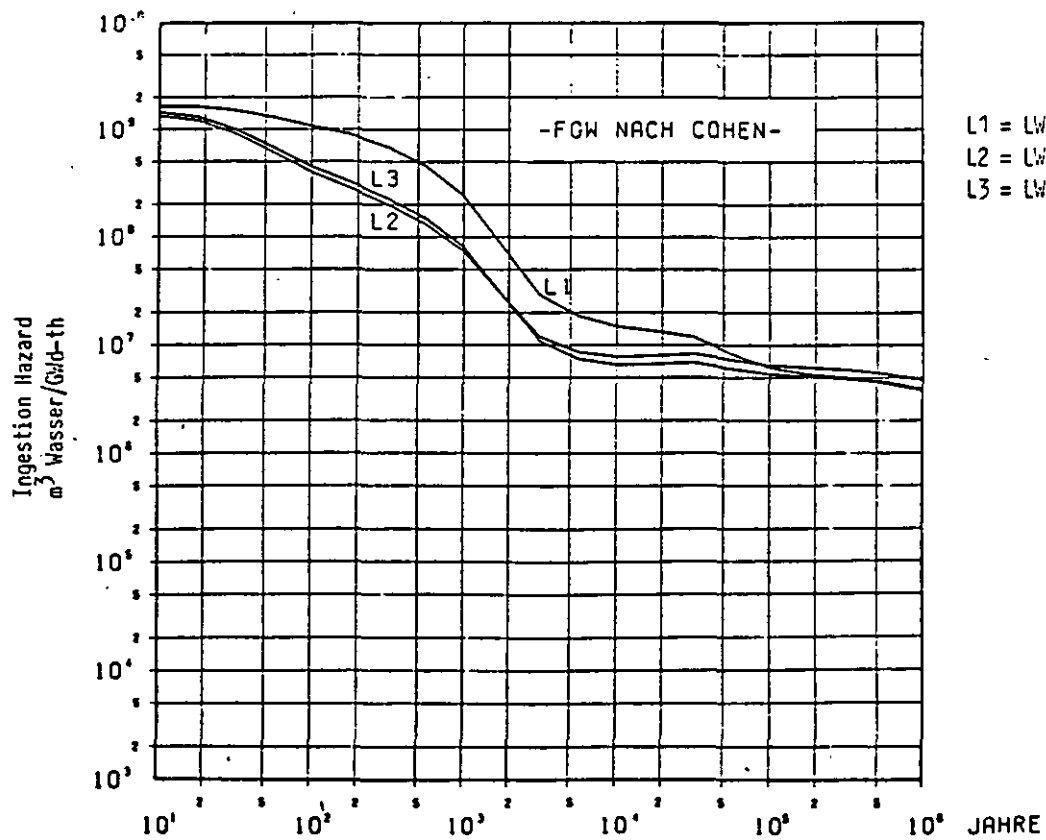


Abb. 8.6 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit.

Für die Kurven L2 und L3 - Wiederaufarbeitungsfälle - zeigen sich in dem Zeitraum von 20000 Jahren bis zum Ende des Betrachtungszeitraums nur geringe Abweichungen um einen Faktor von 2-5.

Zum Zeitpunkt 1000 Jahre nach Konditionierung der Brennelemente bzw. des Wastes, hat sich das Ingestion Hazard von anfangs $7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ Wasser bereits auf einen Wert von ca. $1 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ Wasser - ohne Wiederaufarbeitung - bzw. ca. $4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Wasser - mit Wiederaufarbeitung - verringert.

Die Kurven der Abb. 8.6 verlaufen flacher als die Vergleichskurven, die nach den Freigrenzwerten der US RCG berechnet wurden.

Zu Beginn der Abklingzeit liegen die Werte für das Ingestion Hazard bei $1 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ Wasser. Da Cohen den Einfluß der Spaltprodukttoxizität nicht so hoch bewertet, erklärt sich die nur zögernde Abnahme der Gesamtoxizität innerhalb der ersten 1000 Jahre, und durch die Herabsetzung der Freigrenzwerte bei einigen langlebigen Schwermetallisotopen ergibt sich schon nach 100 Jahren eine im Vergleich höhere Gesamtoxizität.

So liegen alle Werte ab ca. 10000 Jahre um beinahe eine Zehnerpotenz höher als die Werte, die nach den Freigrenzwerten der US RCG bestimmt wurden.

Zwischen den Kurven L2 und L3 läßt sich im gesamten Betrachtungszeitraum für das Ingestion Hazard kein nennenswerter Unterschied erkennen.

Die Verhältnisse der Gefährdungspotentiale von Waste aus Wiederaufarbeitungs- und Nicht-Wiederaufarbeitungszyklen liegen ähnlich wie in Abb. 8.5. Allerdings treten hier im Gegensatz zu Abb. 8.5 die Differenzen zwischen den Kurven L1 und L2 bzw. L3 in der ersten Zeit der Endlagerung auf.

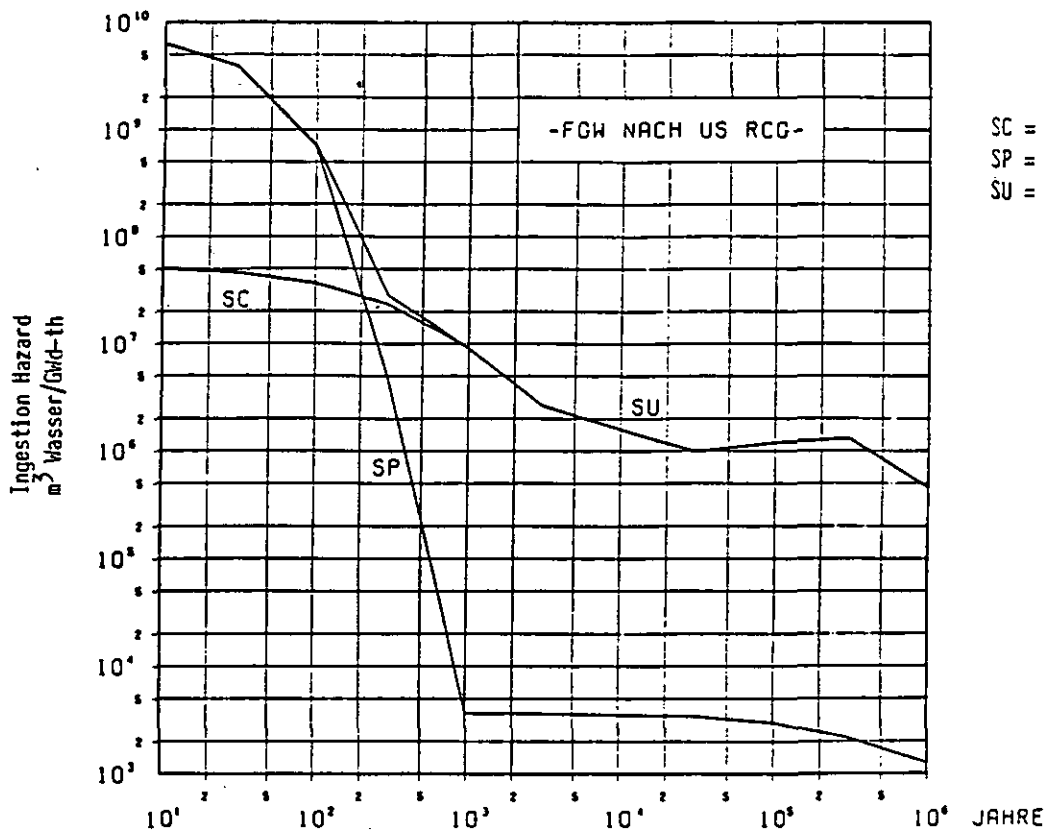


Abb. 8.7 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit:
HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM).

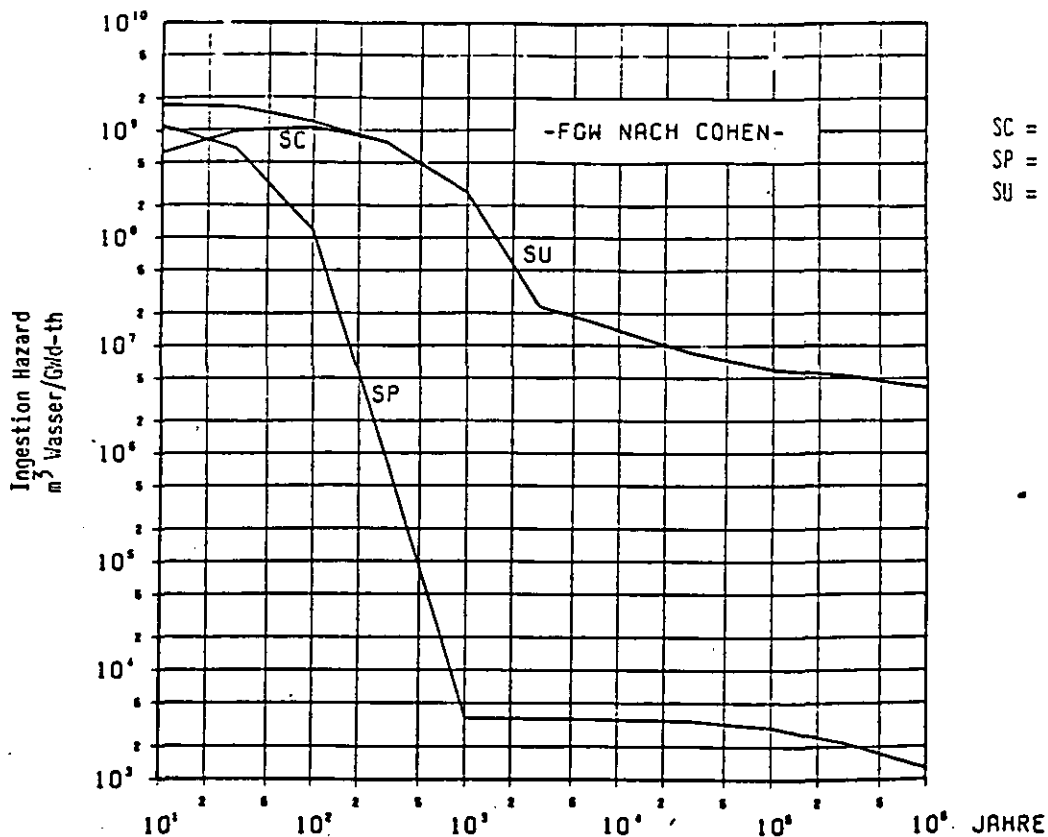


Abb. 8.8 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit:
HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM).

Die Abb. 8.7 und 8.8 behandeln den Fall eines Hochtemperaturreaktors (HTR-1) - Standardabbrand; hohe Schwermetallbeladung - ohne Wiederaufarbeitung.

Auch in diesen Abbildungen sind jeweils die Kurven für das Ingestion Hazard der Spaltprodukte (Kurve SP), der Schwermetalle (Kurve SC) und der Gesamtoxizität (Kurve SU) getrennt dargestellt.

Die Verläufe der Gefährdungspotentiale in Abb. 8.7 wurden mit den Freigrenzwerten der US RCG berechnet.

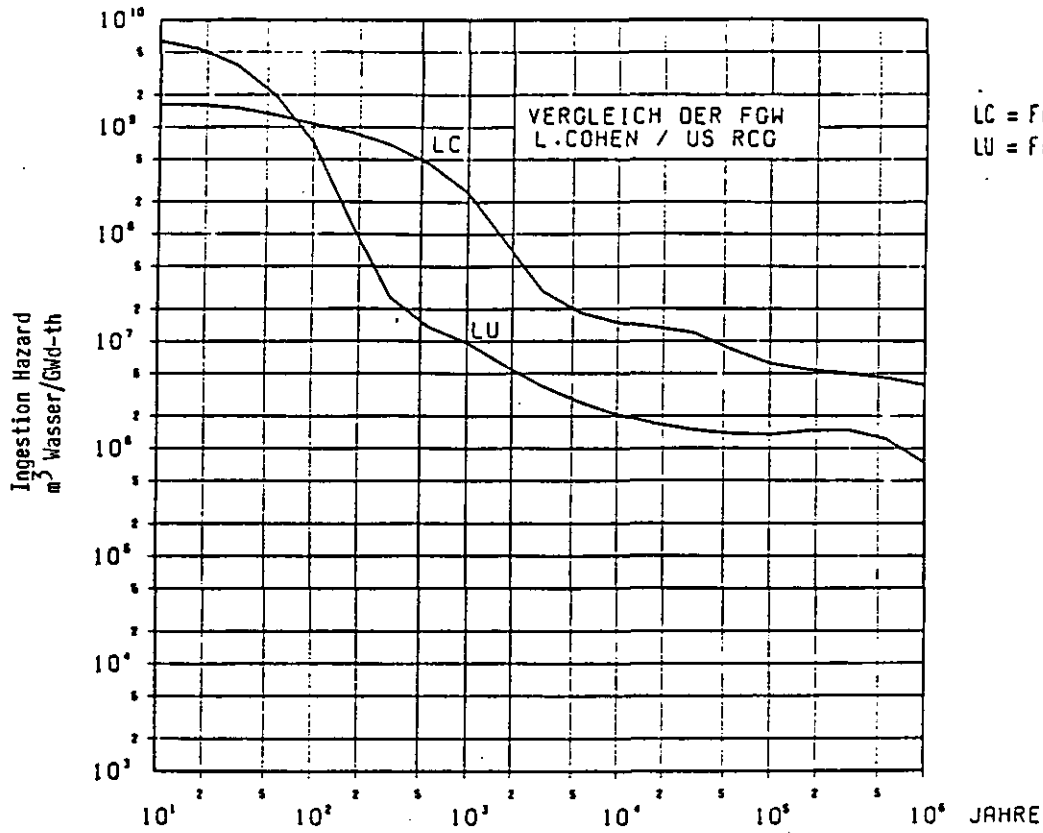
Durch die hoch eingeschätzte Toxizität der Spaltprodukte ergibt sich ebenso wie im Fall des Leichtwasserreaktors zu Beginn der Endlagerung für die Spaltprodukte ein Ingestion Hazard von $7 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ Wasser, wodurch auch praktisch die Gesamtoxizität der konditionierten Brennelemente in dieser Zeit bestimmt wird.

Der weitere Verlauf der Spaltprodukttoxizität ist völlig identisch mit den Kurven, die sich beim Referenzreaktor vom Typ LWR ergaben (Abb. 8.1 und 8.3).

Die berechnete Kurve für das Ingestion Hazard der Schwermetalle zeigt ebenfalls denselben Verlauf wie im Fall LWR ohne Wiederaufarbeitung (Abb. 8.1), allerdings liegt hier die Kurve um einen Faktor von ca. 1,3 tiefer.

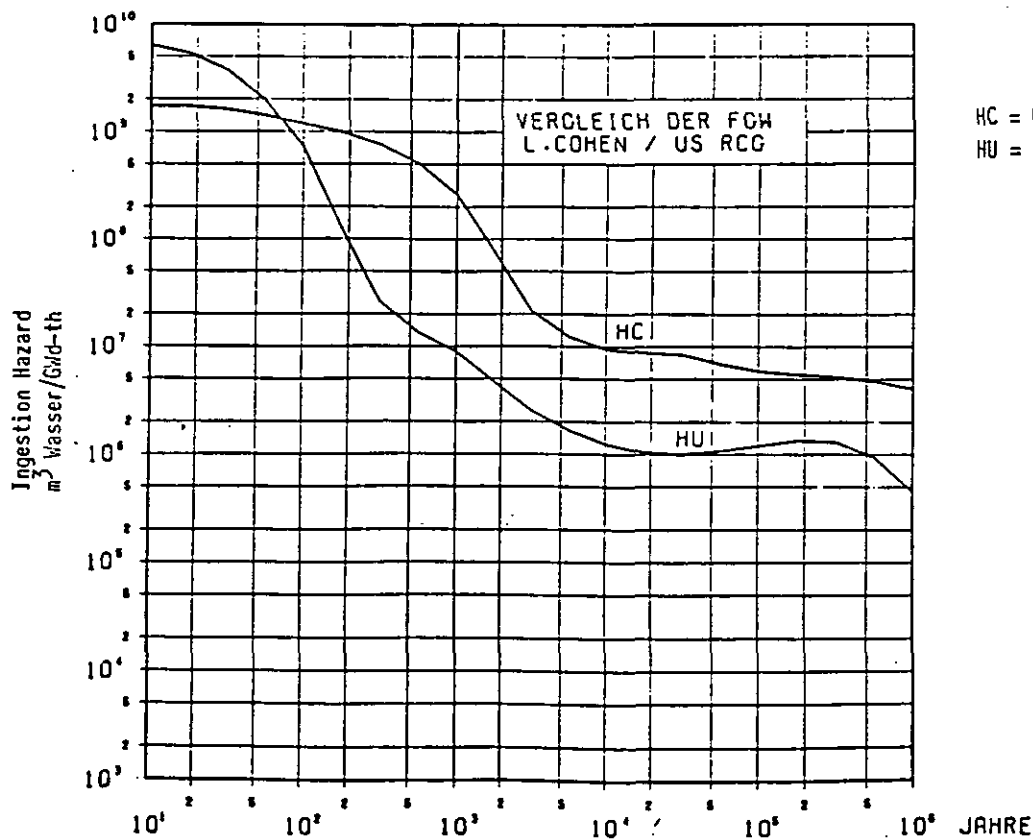
Dasselbe gilt in Abb. 8.8 für die errechneten Kurven nach Freigrenzwerten von Cohen.

Der Verlauf des Gefährdungspotentials der Spaltprodukte ist wiederum völlig identisch mit den in Abb. 8.2 bzw. 8.4 beschriebenen Kurven, der Verlauf von Schwermetall- und Gesamtoxizität liegt im Fall des HTR auf einem um denselben Faktor - ca. 1,3 - niedrigeren Niveau als die entsprechenden LWR-Referenzkurven der Abb. 8.2.



LC = Freigrenzwerte nach Cohen
LU = Freigrenzwerte nach US RCG

Abb. 8.9 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit:
LWR - ohne Rückführung.



HC = Freigrenzwerte nach Cohen
HU = Freigrenzwerte nach US RCG

Abb. 8.10 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit:
HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM).

In den Abb. 8.9 und 8.10 sind nun die Kurven für die Gesamttoxizität der konditionierten Brennelemente nach den verschiedenen Freigrenzwerten zusammengefaßt.

Abb. 8.9 vergleicht die berechneten Gefährdungspotentiale für den LWR ohne Wiederaufarbeitung mit Freigrenzwerten nach Cohen (Kurve LC) und der US RCG (Kurve LU).

Abb. 8.10 stellt die Gefährdungspotentiale für den HTR-1-Fall - Standardabbrand; hohe Schwermetallbeladung - ohne Wiederaufarbeitung dar. Kurve HC gibt das Ingestion Hazard nach Freigrenzwerten von Cohen und Kurve HU das Ingestion Hazard nach Freigrenzwerten der US RCG wieder.

Die Abweichungen der Werte bis zu einem Faktor von 30 und das Überschneiden der Kurven nach ca. 80 Jahren der Endlagerung ergeben sich wieder aus der unterschiedlichen Wichtung der Gefährdung, die von Spaltprodukten bzw. Schwermetallisotopen ausgeht und durch die gesetzlich vorgeschriebenen bzw. die von Cohen vorgeschlagenen Freigrenzwerte.

In den Abb. 8.11 und 8.12 werden die beiden Fälle LWR mit 2maliger Rückführung (Kurve L) und HTR-1 - Standardabbrand; hohe Schwermetallbeladung - ohne Wiederaufarbeitung (Kurve H) untersucht.

Beide Kurven geben jeweils den Verlauf der Gesamttoxizität wieder, die sich aus der Addition der Gefährdungspotentiale der Spaltprodukte und der Schwermetalle ergibt.

Abb. 8.11 berücksichtigt die Freigrenzwerte der US RCG; in Abb. 8.12 sind die von Cohen genannten Freigrenzwerte bei den Berechnungen der Kurven zugrunde gelegt worden.

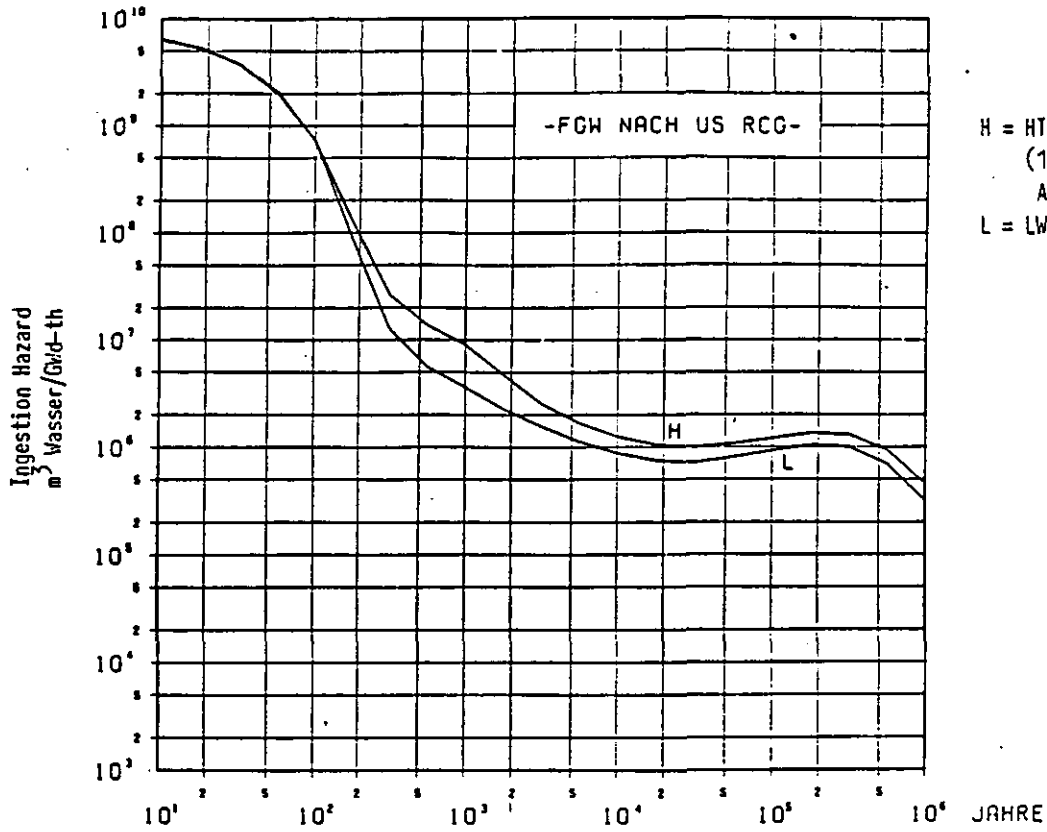


Abb. 8.11 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit.

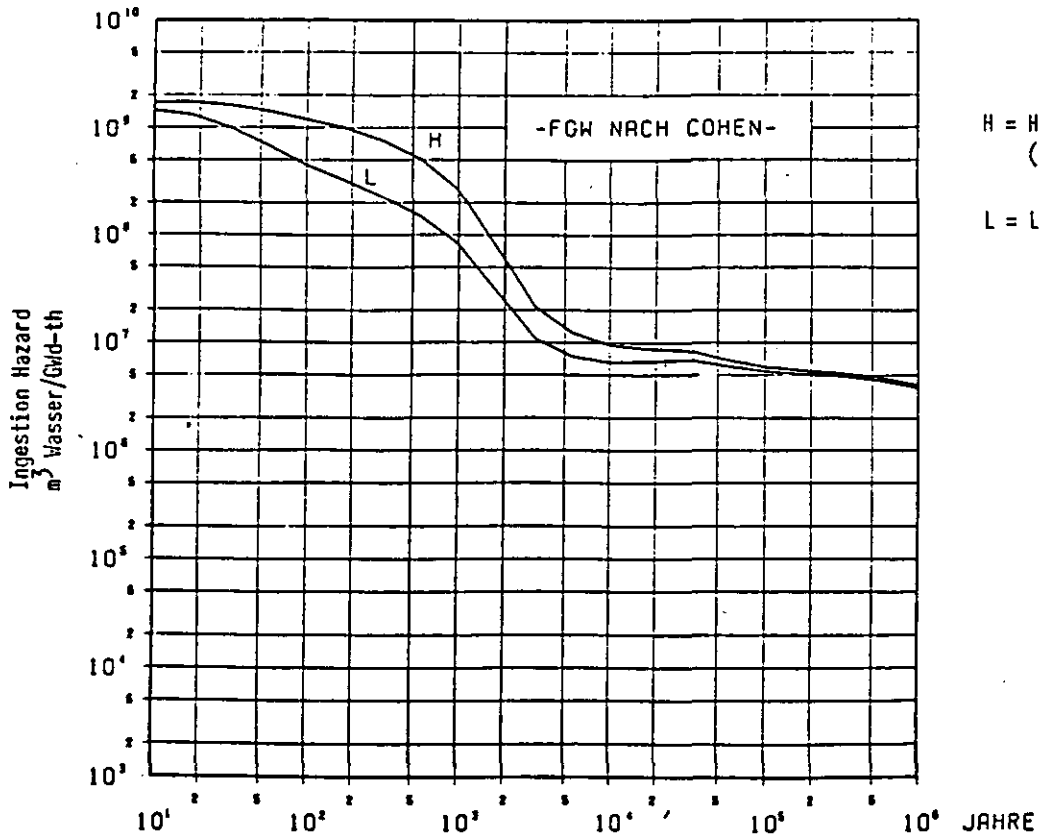


Abb. 8.12 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit.

Abb. 8.11 zeigt wiederum, daß sich in den ersten 100 Jahren keine Abweichungen in der Einschätzung der Toxizität des Wastes bzw. der Brennelemente dieser beiden Brennstoffkreisläufe ergeben.

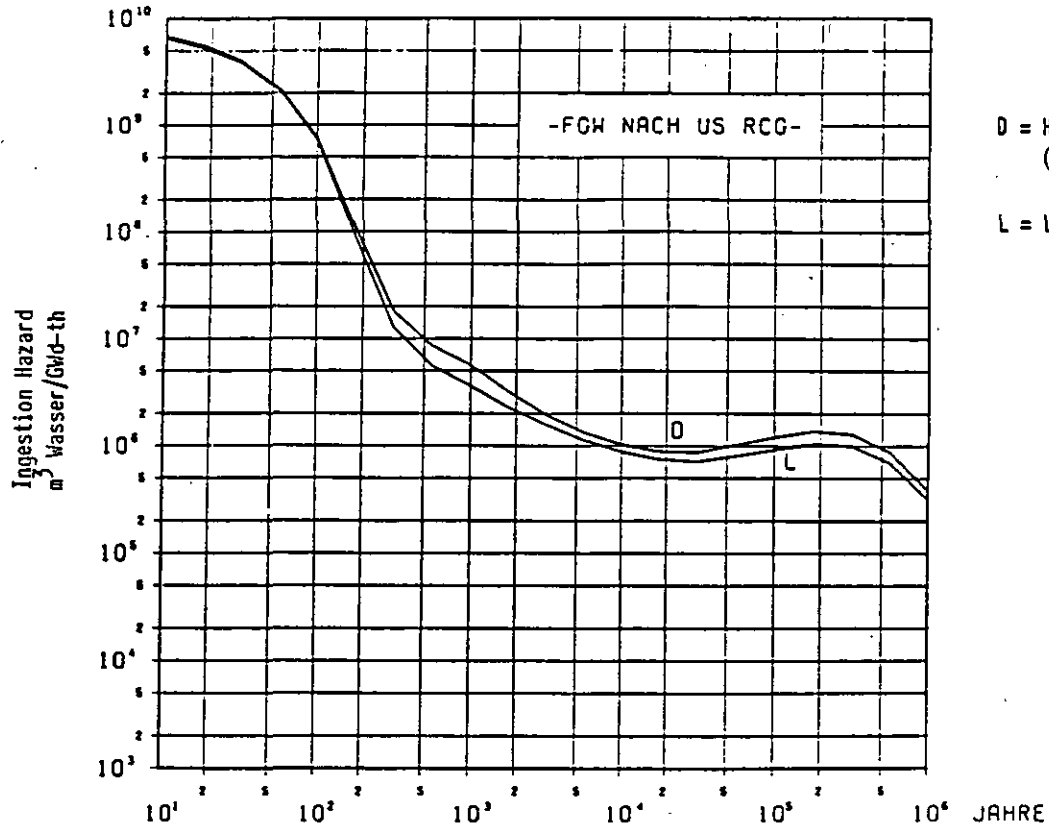
Während dieser Zeit wird die hier dargestellte Gesamtoxizität fast ausschließlich durch die im Reaktorbetrieb angefallenen Spaltprodukte bestimmt.

100 Jahre nach Beginn der Endlagerung treten zwischen den Werten der dargestellten Kurven L und H nur geringfügige Unterschiede auf. Die Abweichungen liegen innerhalb einer halben Größenordnung. Da nach dieser Zeit das resultierende Gefährdungspotential nur durch die Schwermetallisotope bestimmt wird, erklärt sich die etwas niedriger verlaufende Kurve L für das Ingestion Hazard des LWR-Wastes:

Durch die Rückführung von Plutonium und Uran der 1. und 2. Generation in den Brennstoffkreislauf ist die pro GWd thermisch erzeugte Menge langlebiger Schwermetallisotope natürlich geringer als die der hier zum Vergleich herangezogenen HTR-Brennelemente, die keine Wiederaufarbeitungsanlage durchlaufen haben.

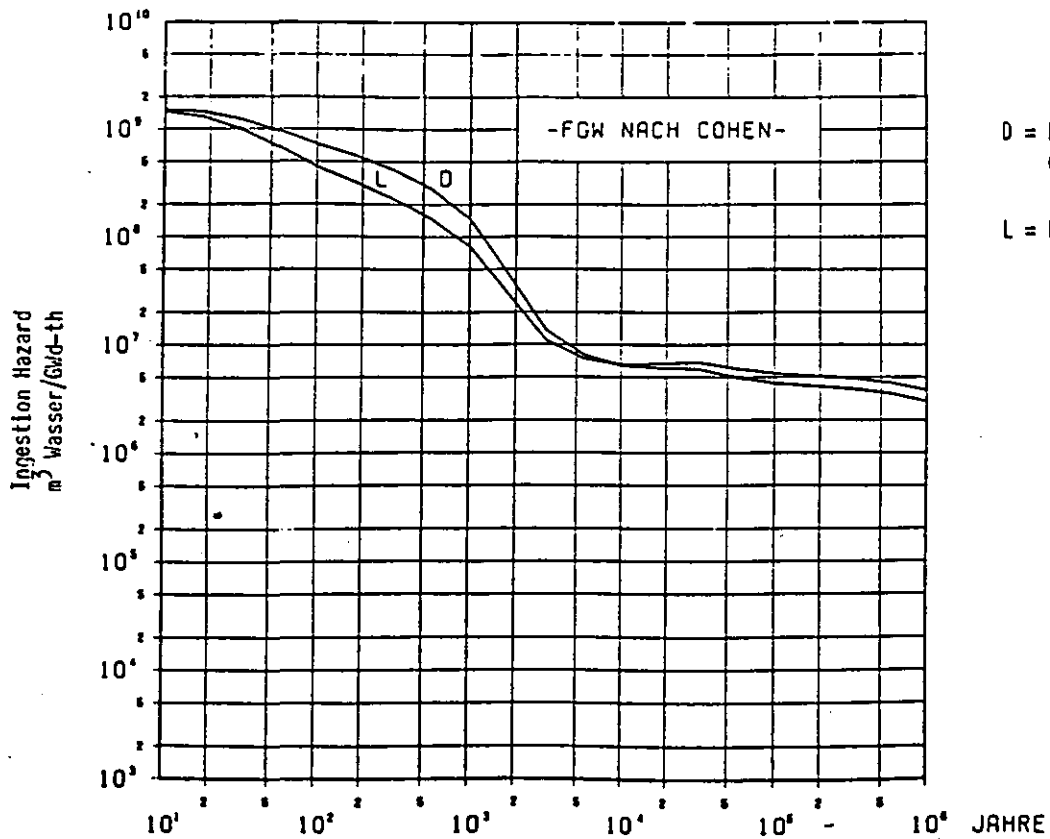
Abb. 8.12 zeigt, wie schon in Abb. 8.6 beschrieben, Abweichungen in den beiden Kurvenverläufen hauptsächlich in der ersten Zeit der Endlagerung.

Auch in dieser Abbildung liegt die Kurve für das Ingestion Hazard des LWR-Wastes bis zu einem Faktor von maximal 7 unter der entsprechenden Kurve für das Ingestion Hazard der endgelagerten HTR-Brennelemente.



D = HTR-2 - ohne Rückführung.
(8 g SM/BE -
Abbrand 148,7 Mwd/kg SM).
L = LWR - 2malige Rückführung.

Abb. 8.13 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit.



D = HTR-2 - ohne Rückführung.
(8 g SM/BE -
Abbrand 148,7 Mwd/kg SM).
L = LWR - 2malige Rückführung.

Abb. 8.14 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit.

Auch in diesem Fall dürften die Gründe zum einen bei der relativ geringen angefallenen Schwermetallmenge durch Rückführung und zum anderen in der Beurteilung der Spaltprodukttoxizität durch Cohen zu suchen sein.

Nach etwa 5000 Jahren erreichen die Gefährdungspotentiale der betrachteten Brennstoffzyklen jeweils Werte knapp unter $1 \cdot 10^7 \text{ m}^3$ Wasser, die sich bis zum Ende des Betrachtungszeitraums von insgesamt einer Million Jahre nur noch geringfügig verringern.

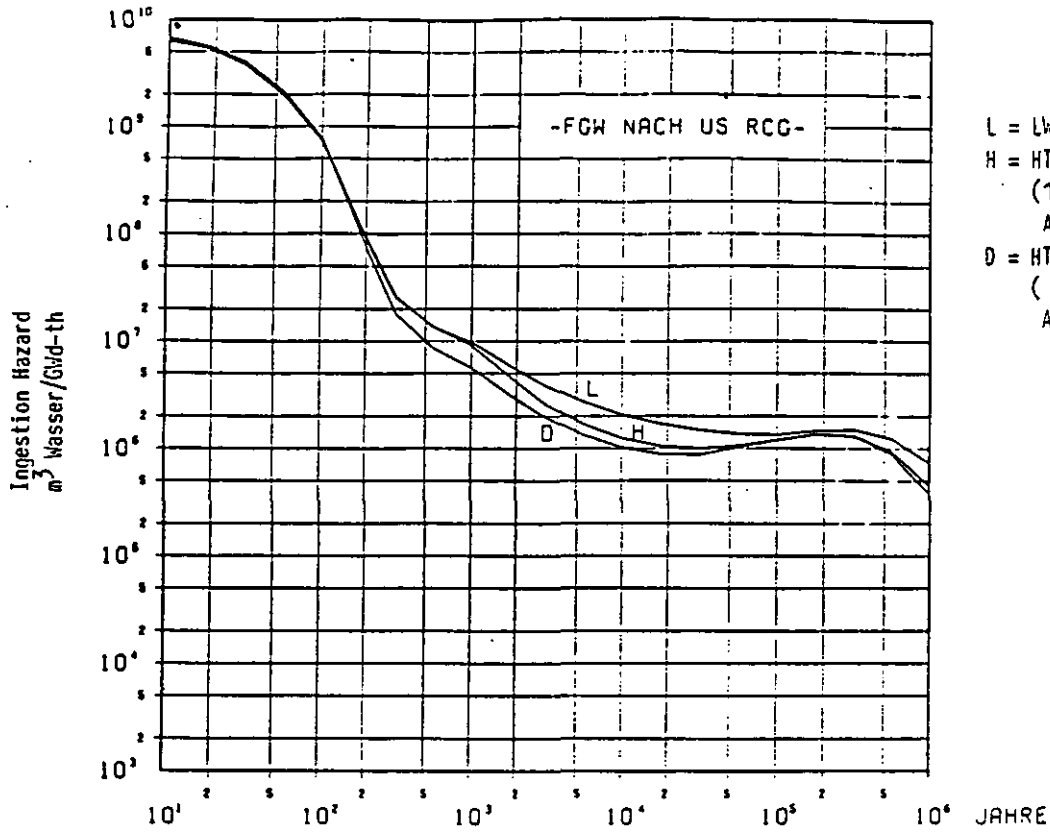
Die Abb. 8.13 und 8.14 untersuchen nun die Zyklen HTR-2 - sehr hoher Abbrand; Schwermetallgehalt 8 g/BE - ohne Wiederaufarbeitung (Kurve D) und LWR mit 2maliger Rückführung (Kurve L).

Auch bei diesem Vergleich wurden Kurven für das jeweils resultierende Gefährdungspotential nach Freigrenzwerten der US RCG (Abb. 8.13) und Cohen (Abb. 8.14) erstellt.

Bei der Diskussion dieser beiden Kurvenverläufe gilt grundsätzlich das aus den Abb. 9.11 bzw. 9.12 interpretierte Ergebnis. Hier ist lediglich zu bemerken, daß die Abweichungen der jeweiligen Kurven voneinander noch geringer ausfallen.

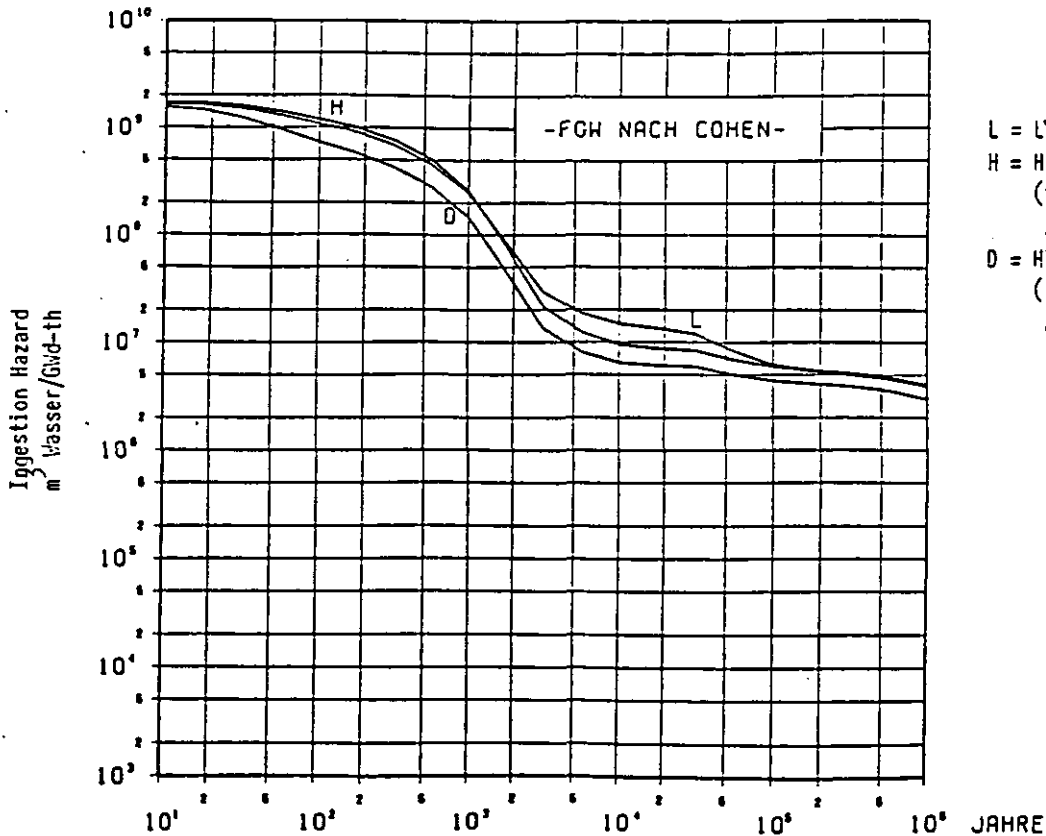
In Abb. 8.13 liegt die Kurve für den LWR-Brennstoffkreislauf nur noch um einen Faktor von maximal 2 unter der Kurve für das Ingestion Hazard der HTR-Brennelemente.

Das bedeutet speziell für den Betrachtungszeitpunkt 1000 Jahre der Endlagerung eine Verringerung der Gesamtttoxizität der HTR-Brennelemente um Faktor 2.



- L = LWR - ohne Rückführung.
- H = HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE -
Abbrand 101,9 MWd/kg SM).
- D = HTR-2 - ohne Rückführung
(8 g SM/BE -
Abbrand 148,7 MWd/kg SM).

Abb. 8.15 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit.



- L = LWR - ohne Rückführung.
- H = HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE -
Abbrand 101,9 MWd/kg SM).
- D = HTR-2 - ohne Rückführung
(8 g SM/BE -
Abbrand 148,7 MWd/kg SM).

Abb. 8.16 IH pro GWd-th erzeugter Energie
als Funktion der Abklingzeit.

Auch Abb. 8.14 zeigt für den Fall HTR-2 - sehr hoher Abbrand; niedrige Schwermetallbeladung - bezogen auf den alternativen HTR-Fall - Standardabbrand; hohe Schwermetallbeladung - der Abb. 8.12 günstigere Ergebnisse:

So liegen jetzt in den ersten 2000 Jahren der Endlagerung die Werte für das Ingestion Hazard der HTR-Brennelemente nur noch um einen Faktor 2 über den Werten des LWR-Brennstoffkreislaufs mit Rezyklisierung.

Nach 10000 Jahren schneiden sich die Kurven der Gefährdungspotentiale der betrachteten Zyklen und erreichen jeweils ein Ingestion Hazard von ca. $6,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ Wasser.

Nach dieser Zeit verläuft die Toxizitätskurve der HTR-Brennelemente sogar unter der des LWR-Wastes.

In den Abb. 8.15 und 8.16 sind beide HTR-Zyklen zusammen mit dem Referenzfall LWR wiedergegeben.

In diesem Beispiel sollen die verschiedenen Brennstoffkreisläufe der direkten Entsorgung, also ohne Wiederaufarbeitung, miteinander verglichen werden.

Abb. 8.15 stellt die berechneten Ergebnisse für die Gefährdungspotentiale mit Freigrenzwerten der US RCG und Abb. 8.16 die entsprechenden Resultate mit Freigrenzwerten nach Cohen dar.

Kurve H steht für den HTR-Fall-1 - Standardabbrand; hohe Schwermetallbeladung -, Kurve D berücksichtigt den HTR-2-Fall - sehr hoher Abbrand; niedrige Schwermetallbeladung - und Kurve L bezeichnet den LWR-Fall.

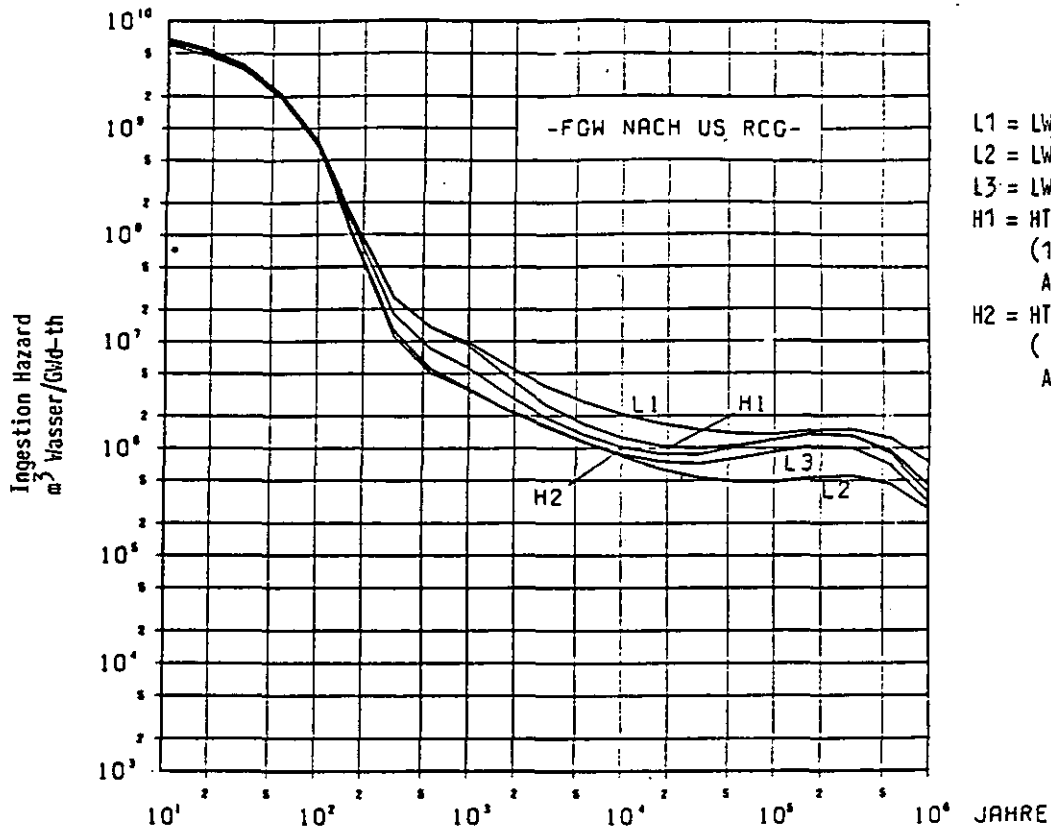


Abb. 8.17 IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit.

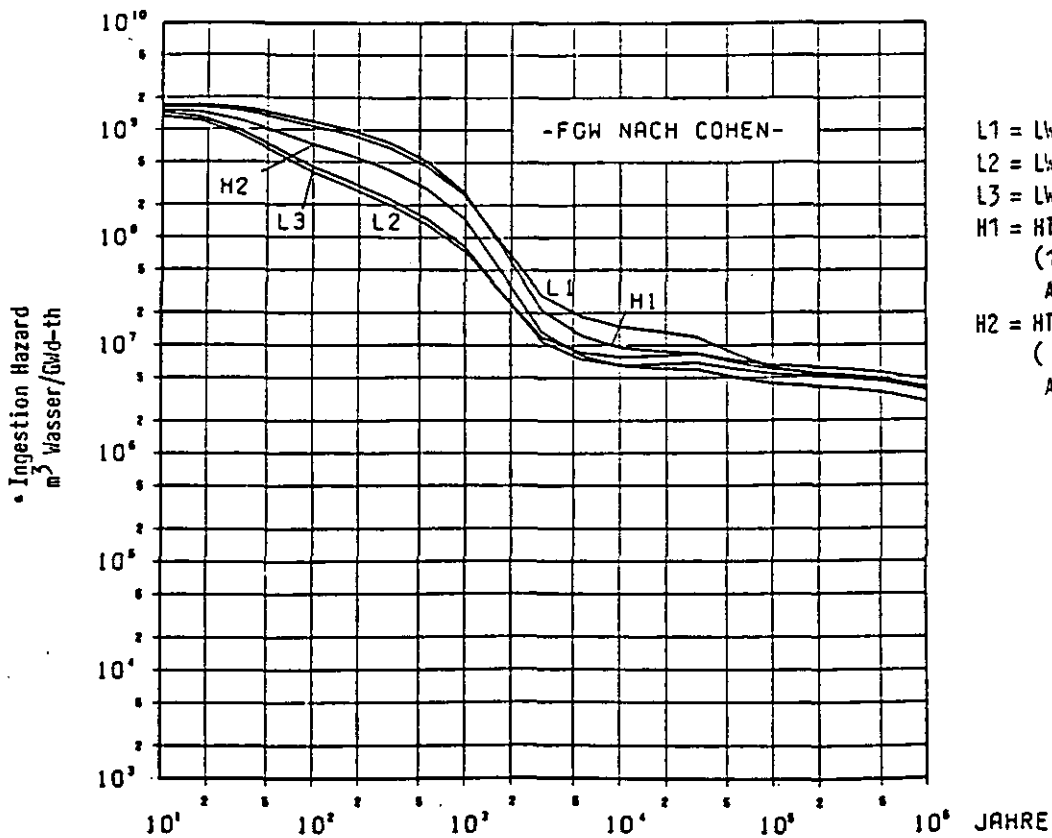


Abb. 8.18 IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit.

Wie sich aus den beiden Abbildungen ergibt, treten jeweils zwischen den Kurven nur Unterschiede von höchstens Faktor 2 auf.

Weiterhin läßt sich erkennen, daß im Fall der Nicht-Wiederaufarbeitung die höhere Toxizität von abgebrannten Brennelementen aus dem LWR-Zyklus ausgeht.

Die konditionierten Brennelemente aus dem niedrig angereicherten HTR-Zyklus erreichen durchweg die günstigeren Ergebnisse. Hierbei ist außerdem zu berücksichtigen, daß bei der Stromerzeugung durch den Gesamtwirkungsgrad des HTR ca. 40 v.H. gegenüber dem des Leichtwasserreaktors von ca. 33 v.H. eine wesentlich bessere Ausnutzung des Kernbrennstoffes bei Einsatz in einem Hochtemperaturreaktor erzielt wird.

In den Abb. 8.17 und 8.18 werden nun aus Gründen der besseren Übersicht alle untersuchten Brennstoffkreisläufe noch einmal zusammen dargestellt.

Abb. 8.17 berücksichtigt wieder nur die Freigrenzwerte der US RCG und Abb. 8.18 die Freigrenzwerte nach Cohen.

Die Kurven L1 - L2 geben die verschiedenen LWR-Zyklen wieder, wobei Kurve L1 den Fall ohne Wiederaufarbeitung, Kurve L2 den Fall der 10maligen Rückführung von Uran und Plutonium und Kurve L3 den Fall der Gleichgewichtsbeladung mit rückgeführtem Uran und Plutonium der 1. und 2. Generation beschreiben.

Die Kurven H1 und H2 zeigen HTR-Zyklen ohne Wiederaufarbeitung, und zwar Kurve H1 den Brennstoffkreislauf mit niedrigem Abbrand bei hoher Schwermetallbeladung und Kurve H2 den Zyklus hoher Abbrand bei niedriger Schwermetallbeladung.

Bei der Diskussion dieser beiden Bilder zeigen die sich schon bei den voran beschriebenen Bildern gemachten Beobachtungen deutlich:

- Unterschiede zwischen den einzelnen Kurven liegen innerhalb einer Größenordnung.
- Die Kurven für das Ingestion Hazard der konditionierten HTR-Brennelemente liegen zwischen den Kurven für das Ingestion Hazard der nicht-wiederaufarbeiteten LWR-Brennelemente und der Toxizitätskurve des Wastes aus dem LWR-Zyklus mit 10maliger Wiederaufarbeitung und Rückführung.
- Es ergeben sich kaum Unterschiede im Ingestion Hazard des Wastes aus 2maliger und 10maliger Rezyklierung, lediglich in diesem Fall ist nach Freigrenzwerten der US RCG im Zeitraum von 20000 - 500000 Jahren eine Differenz um einen Faktor von maximal 5 zu beobachten.

9. Künstlich erzeugte Toxizität im Vergleich zur natürlichen Toxizität in der BRD

Der Begriff des Gefährdungspotentials, hier speziell das Ingestion Hazard of Water mit seiner Dimension m^3 , erlaubt zwar verschiedene radioaktive Stoffe ihrer Radiotoxizität nach zu klassifizieren und untereinander zu vergleichen, er vermittelt aber nicht oder nur sehr schwer ein Gefühl dafür, radioaktiven Abfall überhaupt hinsichtlich seiner Gefährdung einzuschätzen, da die sich über viele Zehnerpotenzen erstreckenden m^3 Wasser absolut betrachtet keine Möglichkeit bieten, die Größenordnung der relativen Gefährdung zu erkennen:

Es ist also nötig, ein Vergleichsmaß zu erhalten. Hierfür bieten sich natürliche radioaktive Quellen im Erdreich an.

In diesem Abschnitt soll nun zum einen untersucht werden, in welchem Maß sich das gesamte Gefährdungspotential in der BRD erhöht, wenn die abgebrannten Brennelemente der Leichtwasser- und Hochtemperaturreaktoren ohne Wiederaufarbeitung bzw. nach Wiederaufarbeitung zur Endlagerung kommen.

Zum anderen wird ein Vergleich durchgeführt, der eine Antwort auf die Frage geben soll, wieviel Radioaktivität in eine Salzformation eingebracht werden kann, um an der Erdoberfläche dieselbe Gefährdung zu erhalten, wie sie in anderen geologischen Zonen Deutschlands heute durch Uranvorkommen im Erdreich bereits gegeben ist und daher als natürlich angesehen wird.

Als Maß für die Gefährdung durch Radioaktivität wird das Ingestion Hazard of Water herangezogen.

Durch international vereinbarte Freigrenzwerte werden die maximalen Konzentrationen von radioaktiven Stoffen in Wasser bestimmt, wobei die biologischen und physikalischen Daten dieser Substanzen berücksichtigt werden.

Die bei der zukünftigen Erzeugung elektrischer Energie anfallenden Wastemengen aus den verschiedenen Brennstoffzyklen - in einem früheren Kapitel ausführlich beschrieben - sollen nun mit der Menge der natürlichen radioaktiven Stoffe in der BRD über das Ingestion Hazard verglichen werden.

9.1 Gefährdungspotential von Natururan

Das Element Uran mit der Ordnungszahl 92 und Atomgewichten von ca. 234, 235 und 238 ist nach neueren Messungen, die bis zu 16 km Tiefe durchgeführt wurden, mit durchschnittlich 4 g/t Erdreich in der Erdkruste vertreten /22/. Das entspricht einer Clarkezahl von 4 ppm.

Es kommt in der Natur sowohl in 4- als auch 6-wertiger Form vor.

Uran kann sich als lithophiles Element in sauren magmatischen Schmelzen bis auf das 3fache seiner durchschnittlichen Konzentration anhäufen. Unter geeigneten Prozessen können aus solchen Schmelzen und hochtemperierten Restlösungen abbauwürdige Vorkommen entstehen. Diese Lagerstätten enthalten vorwiegend Uraninit, Pechblende und Uranverbindungen mit anderen Metallen.

Um ein Beispiel für die enorme Konzentrationserhöhung zu geben, die so entstehen kann, sei hier die Lagerstätte Rabbit Lake in Kanada genannt, die im Juli 1975 die Produktion aufgenommen hat /23/. Man schätzt die abbaubare Menge des Minerals auf 22500 sht, das entspricht ca. 17300 Tonnen Uran. Die Abmessungen des Tagebaus in seiner Endstufe sollen sich auf nur 660 m in der Länge, 450 m in der Breite und 145 m in der Tiefe belaufen.

Nach Definition des Gefährdungspotentials läßt sich das "Ingestion Hazard" von Natururan einschließlich seiner Zerfallsprodukte zu 15100 m^3 Wasser pro kg Schwermetall /24, 25/ bestimmen, wenn man die obengenannten Freigrenzwerte zugrunde legt.

9.2 Uranvorkommen in der BRD

Die Bedeutung des Schwermetalls Uran für die Energiegewinnung durch Kernspaltung hat in vielen Ländern der Erde eine planmäßige Suche nach diesem in der Erdkruste relativ häufig vorkommenden Rohstoff hervorgerufen.

In der Bundesrepublik Deutschland standen zunächst solchen Unternehmungen, ebenso wie den Arbeiten auf dem Gebiet der Atomtechnik, der verlorene Ausgang des Krieges hemmend im Wege, so daß erst nach 1951 Untersuchungen zur Erforschung von Uranlagerstätten einsetzten: Erst im Januar 1957 wurden Urankonzessionen erteilt, die bereits 1950 bzw. 1951 gestellt worden waren. Das Geologische Landesamt erhielt im Jahr 1951 von der Landesregierung den Auftrag, Rheinland-Pfalz nach Uranvorkommen zu durchforschen.

Der Gehalt an Uran in den bisher im Abbau oder im Aufschluß befindlichen Uranerzvorkommen in der ganzen Welt schwankt in ziemlich weiten Grenzen.

Lagerstätten mit einem durchschnittlichen Gehalt an U_3O_8 von über 1 v.H. steht die große Zahl derjenigen gegenüber, deren Urangehalt beträchtlich unter diesem Wert liegt.

Die untere Grenze für die Abbauwürdigkeit von uranhaltigen Erzen und Gesteinen liegt bei den europäischen Ländern bei einem Urangehalt von ca. 0,1 v.H.

Falls sich jedoch Uranerze als Beiprodukt mit anderen wertvollen Mineralien gewinnen lassen, oder wenn es sich um große oder leicht abbaubare Vorkommen handelt, kann die Grenze der Abbauwürdigkeit auch weiter heruntergehen.

In Westdeutschland sind in den letzten Jahren hauptsächlich die Uranvorkommen in Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz in den Vordergrund des Interesses gerückt (Abb. 9.1).



Abb. 9.1 Uranvorkommen in der Bundesrepublik Deutschland.

Im folgenden soll eine Übersicht über die größten Anomalien in diesen Bundesländern gegeben werden:

9.2.1 Uranvorkommen in Bayern

In Bayern sind mittlerweile mehr als fünfzehn Uranvorkommen mit Anreicherungen über 300 ppm Uran bekannt. Hierbei handelt es sich aber meistens um kleine Lagerstätten, bei denen ein gewinnversprechender Abbau des Uranerzes sich nicht lohnen dürfte.

Aus diesem Grund seien hier nur die vier reichsten Lagerstätten Bayerns aufgeführt:

9.2.1.1 Wölsendorf

Im Wölsendorfer Flußspatrevier findet man die bisher einzigen Lagerstätten Bayerns, in denen Uranpecherz abbauwürdig vorkommt. Einige der dortigen Flußspatgänge, besonders die des Marien- und Johannesschachtes, führen als Nebenprodukt Uranerze. Von den etwa 30 abbauwürdigen Flußspatgängen konnten bis 1961 in fünf Gängen Uranerze z. T. bis zu einer Tiefe von 180 m nachgewiesen werden, es besteht aber durchaus berechtigte Hoffnung, daß sich die Uranführung in größerer Tiefe fortsetzt /26/. Die Gänge, bis zu 8 m mächtig, führen lokal Uranpecherz. Im Wölsendorfer Revier stehen bis jetzt über 80000 Tonnen allein an sichtbaren Erzen an, die schon einen Urangehalt von ca. 180 Tonnen besitzen.

Der durchschnittliche Gehalt ergibt sich nach chemischen Bestimmungen zu 2000 - 2500 g Uran pro Tonne Haufwerk und liegt damit ziemlich hoch /27/. Zonenweise treten sogar Erhöhungen bis zu 6000 g Uran pro Tonne Gestein auf.

9.2.1.2 Weißenstadt

Im Granitmassiv bei Weißenstadt ist in einem bekannten Wolfram-Zinkvorkommen eine verbreitete Uranglimmerführung bis zu einer Tiefe von 300 m bergmännisch untersucht und aufgeschlossen worden. Die Uranglimmer erfüllen bis zu 30 cm breite Kluft- und Ruschelzonen, die senkrecht zu den Greisenzügen verlaufen, deren Ausdehnung also nach der Tiefe gerichtet ist /28/. Daher ist die erzführende Länge gering und beträgt im Durchschnitt nicht mehr als 20 m. Die sicheren Vorkommen sind mit 50 Tonnen Uranerz nachgewiesen.

Der Abbau wurde nicht in Betracht gezogen, da der durchschnittliche Uranoxidgehalt mit 750 Gramm Uran pro Tonne Haufwerk zu gering ist und eine rentable Gewinnung bei den zu erwartenden Kosten für den Tiefbaubetrieb als nicht möglich erscheint /27/.

9.2.1.3 Flossenbürg

Im uranglimmerführenden Flossenbürg Granitmassiv wurde an über 20 verschiedenen Stellen, vorwiegend in Steinbrüchen, Kalzium-Uran-Phosphat (Autunit) festgestellt. Die Urangehalte von Schlitzproben in dem 60 km² großen Granitkörper betragen zwischen 300 und 600 Gramm Uran pro Tonne Granitgestein /7/.

9.2.1.4 Wackersdorf

Eingehend untersucht sind heute die Urananreicherungen im Braunkohlentertiär von Wackersdorf.

Die Uranführung der Kohle war bis zum Frühjahr 1955 völlig unbekannt. Durch gezielte radiometrische Untersuchungen gelang es, an den ausgehenden Kohlenflözen einer Braunkohlenmulde hohe

Anomalien festzustellen, die zum erstenmal zum Nachweis von Uran in der Braunkohle führten. Es zeigte sich, daß sich die Verbreitung des Urans auf die tonigen Kohlepartien an den Beckenrändern und in Liegenden der Kohlemulden beschränkte.

Diese Kohle wurde seinerzeit nicht abgebaut, weil sie für die Dampfkraft- bzw. Brikettherstellung nicht brauchbar war.

Durch Untersuchungen mit einem engmaschigen Bohrnetz gelang es, sich ein genaues Bild über die Verteilung der Kohle zu machen. Die Urangehalte der bis zu 7 m mächtigen Uranhorizonte liegen zwischen 50 und 4500 g pro Tonne Haufwerk.

Die großen, außerdem abbauwürdigen Felder mit über 100000 Tonnen tonig-sandiger Kohle haben im Durchschnitt eine Mächtigkeit von 1,5 bis 2,5 m und mittlere Urangehalte von 300 - 400 g Uran pro Tonne Haufwerk. Sie allein ergeben schon eine Reserve von über 35 Tonnen Uran.

Einige hunderttausend Tonnen uranhaltiger Sande und Tone mit einem Urangehalt unter 100 g Uran pro Tonne erscheinen z. Z. nicht abbauwürdig, obwohl sie auch im verhältnismäßig preiswerten Tagebau gewinnbar sind.

Veraschungsversuche mit der uranhaltigen Kohle haben gezeigt, daß eine Anreicherung auf das Doppelte möglich ist.

Gewinnung des Urans aus toniger Kohle ist auf dem Weg über die Veraschung durch saures Laugen möglich und bisher aussichtsreich verlaufen /29/. Die Kosten dürften durch die Gewinnung im Tagebau auch hier relativ günstig liegen.

Die gesicherten Vorräte des Wackersdorfer Uranvorkommens liegen bei 50 Tonnen Uran, dürfen aber nach konsequenter Ausnutzung aller heutigen technischen Möglichkeiten wesentlich höher eingestuft werden.

9.2.2 Uranvorkommen in Baden-Württemberg

Die wichtigsten Vorkommen von Uranerzen im Schwarzwald sind dort gefunden worden, wo sie nach lagerstättenkundlichen Erfahrungen auch zu erwarten waren: In den schon lange bekannten Erzgängen der Ag-Co-Ni-Bi-U-Formation in der Nähe des Ortes Wittlichen und in einigen benachbarten Tälern.

Mittlerweile sind dort über elf Vorkommen /30/ von uranhaltigen Steinen und Erzen bekannt, die Anreicherungen über 300 Gramm pro Tonne Granitgestein enthalten.

Auch hier sollen beispielhaft nur drei größere Fundstellen erwähnt werden:

9.2.2.1 Wittlichen

Die wichtigsten Vorkommen von Uranerzen sind an Silber-Kobald-Nickel-Wismut führende Gänge im mittleren Schwarzwald gebunden. Uran tritt hier als Naturpecherz in kugelig-schaliger Ausbildung auf. Reichlich verbreitet findet man auch verschiedenartige Uranoxidationsminerale, wie Zeunerit, Uranospinnit und Trögerit /28/.

Über die Höhe der Pechblendeführung existieren keine verlässlichen Angaben; jedoch ergibt sich aus den veröffentlichten Zahlen, daß die geschätzte Menge Uranerz weit über 100 Tonnen beträgt.

9.2.2.2 Menzenschwand

Auch in Menzenschwand findet man Uranpechblende vererzt mit Schwerspatvorkommen. Die Mächtigkeit der wichtigsten Gangabschnitte erstreckt sich bis auf über sechs Meter /31/.

Der Aufschluß wird von der Gewerkschaft Brunhilde unter Tage fortgeführt, nachdem die im Tagebau gewonnenen Probeförderungen der Jahre 1961/62 Urangehalte von durchschnittlich 1 v.H. zeigten.

In den Jahren 1980/81 förderte die Gewerkschaft 5483 bzw. 4792 Tonnen Uranerz /32/.

Angaben über den durchschnittlichen Urangehalt der Lagerstätte und über den gesicherten oder geschätzten Uraninhalt der Lagerstätte sind bisher nicht veröffentlicht worden.

9.2.2.3 Müllenbach

Erst im August 1973 begann die Durchführung der Prospektion im Bereich um die Anomalie Müllenbach, und schon ein Jahr später konnte man sicher sein, eine mittlere Lagerstätte mit schon jetzt sicheren 1000 Tonnen Uranoxid gefunden zu haben.

Die meisten Anomalien findet man im Bereich der oberkarbonischen Sedimente. Im Kirchheimer Stollen wurden fünf anomale Bereiche mit einer Gesamtlänge von über 60 Meter ermittelt. Analysenwerte zeigten in diesen Abschnitten bis zu 70 kg U_3O_8 pro Tonne Gestein /33/.

Alle Untersuchungen befinden sich noch in der Bearbeitung, so daß über die räumliche Ausdehnung der Lagerstätte und den Lagerstätteninhalt noch keine Angaben vorliegen, es zeigt sich aber, daß auch in der Bundesrepublik Deutschland sedimentäre Uranerz-lagerstätten auftreten können, die eine relativ hohe Ausbeute an U_3O_8 erwarten lassen.

9.2.3 Uranvorkommen in Rheinland-Pfalz

Unter den sieben größten Anomalien im Rotliegenden ist das Uranvorkommen bei Ellweiler wohl das interessanteste:

9.2.3.1 Ellweiler

Das Uranvorkommen am Bühlkopf bei Ellweiler wurde im Jahr 1956 durch Scintillometermessungen der Gewerkschaft Brunhilde gefunden und erschlossen.

Erste Untersuchungsergebnisse zeigten, daß der rötlich gefärbte Porphyr unregelmäßig Uranglimmer führt. Die Mineralien Zeubernit und Torbernit treten in Form dünner Tapeten in dem stark zerklüfteten Gestein auf. Die Urananreicherungen befinden sich unmittelbar an der Erdoberfläche und reichen nur bis zu einer Tiefe von maximal 25 Meter: Man nimmt daher an, daß es sich um eine Verwitterungslagerstätte handelt.

Geschätzte Uranvorräte belaufen sich auf 80 Tonnen Uranmetall /28/ bei einem durchschnittlichen Gehalt von 0,1 bis 0,12 v.H. U_3O_8 , die steinbruchmäßig abgebaut werden können.

Eine zusammenfassende Übersicht über die genannten Uranvorkommen ist in der nachfolgenden Tabelle (Tab. 9.1) gegeben.

Uranerz- lager- stätte	Erzführung der Lagerstätte	durchschnittlicher Urangehalt (g U/t)	sicherer Urangehalt der Lagerstätte	Stand des Zahlen- materials
Wölsendorf	Flußpatgänge mit Uranpecherz	2000 - 2500	180 t	1961
Weißenstein	Granit mit Uranglimmer auf Klüften	650 - 750	50 t	1961
Flossenbürg	Granit mit Uranglimmer auf Klüften	300 - 600	keine Angaben	1957
Wackersdorf	Braunkohle, Uran adsorptiv gebunden	300 - 400	50 t	1960
Wittlichen	Granit mit Uranpecherz	über 300	100 t	1961
Menzenschwand	Granit mit Uranpecherz	8500 - 12000	keine Angaben	1962
Müllenbach	Uranpecherz in Sedimenten abgelagert	keine Angaben	1000 t	1976
Ellweiler	Felsitporphyr mit Uranglimmer	1000 - 1200	80 t	1960

Tab. 9.1 Zusammenfassung der beschriebenen Uran-
vorkommen in der Bundesrepublik Deutschland

9.3 Natürliche Toxizität in der BRD durch Natururan

Bei der Berechnung der natürlichen Radioaktivität soll nur das Erdreich bis zu einer Tiefe von 1000 m berücksichtigt werden.

Die Tiefe von 1000 m wurde gewählt, weil diese den Konzepten der Endlagerung von radioaktiven Abfällen der vorgesehenen Ab-lagerungstechnik entspricht.

Bei der flächenmäßigen Ausdehnung der Bundesrepublik von etwa 248000 km^2 und einer betrachteten Tiefe von 1000 m ergibt sich ein Erdvolumen von $2,48 \cdot 10^{14} \text{ m}^3$.

In geologischen Fachbüchern /34, 35/ wird für die Erdkruste, die sich bis auf ca. 85 km Tiefe erstreckt, eine Dichte von durchschnittlich 2,8 angegeben. Da das spezifische Gewicht aber mit wachsender Tiefe stark ansteigt, soll für die zu betrachtenden 1000 m eine Dichte von nur 1,7 bis 1,8 angenommen werden, um bei der folgenden Berechnung der natürlichen Toxizität durch homogen im Erdreich verteiltes Natururan ein eher konservatives Ergebnis zu erhalten.

Unter Berücksichtigung dieser Dichte ergibt sich für das berechnete Erdvolumen eine Masse von ca. $4,4 \cdot 10^{17} \text{ kg}$.

Unter der Voraussetzung, daß U_3O_8 mit einer Clarkezahl von 4 ppm in der Erdkruste vorhanden ist, enthält dieses Volumen Natur-uran mit einer Masse von $1,76 \cdot 10^{12} \text{ kg}$.

Das Ingestion Hazard für 1 g Natururan im Gleichgewicht mit seinen Töchtern bestimmt sich nach den Freigrenzwerten der geltenden Strahlenschutzverordnung zu $15,1 \text{ m}^3$ Wasser /24, 25/.

Damit ergibt sich für die BRD ein gemittelttes natürliches Gefährdungspotential durch Uranerz zu $2,66 \cdot 10^{16} \text{ m}^3$.

9.4 Künstlich erzeugte Toxizität durch Kernenergie in der BRD

In den nächsten 50 Jahren soll die Kernenergie in der Bundesrepublik Deutschland weiter ausgebaut werden:

Ausgehend von einer heutigen elektrischen Leistung von ca. 10 GW kann im Jahr 2030 mit einer installierten nuklearen Nettoleistung von ca. 90 GW gerechnet werden, wenn man die niedrige Zubau-Strategie an Kernkraftwerken als die wahrscheinlichere ansieht.

Unter dieser Voraussetzung ergibt sich dann bis zu diesem Zeitpunkt bei einem angenommenen Lastfaktor von 0,7 eine kumulierte Nettoenergie von ca. 1110 TWd, die von deutschen Kernkraftwerken in das Verbundnetz der Energieversorgungsunternehmen eingespeist sein wird.

Bei der Bestimmung der künstlich erzeugten Toxizität durch Kernenergieabfälle sind die folgenden Annahmen getroffen worden:

- Die für den Zeitraum von 1980 bis 2030 errechnete nukleare Nettoenergie von 1110 TWd wird jeweils nur von einem Reaktortyp (LWR oder HTR) erzeugt.
- Die Abklingzeit der aus dem Reaktorcore entnommenen Brennelemente beträgt zwei Jahre. Erst nach dieser Zeit gelangen sie zur Wiederaufarbeitung bzw. Endlagerung.
- Die bei der Berechnung verwendeten Daten der Referenzreaktoren sind identisch mit denen der bereits beschriebenen Typen.
- Das resultierende Ingestion Hazard wird jeweils für einen Zeitpunkt von 100 und 1000 Jahre nach Entnahme der Brennelemente aus den Abklingbecken bestimmt.

Die Tabellen 9.2 - 9.5 enthalten die Rechenergebnisse für das Ingestion Hazard pro GWd thermisch erzeugter Energie aus den verschiedenen Brennstoffkreisläufen, aufgespaltet in Spaltstoff- und Schwermetallanteil, jeweils für Betrachtungszeitpunkte von 100 und 1000 Jahre nach der Entladung.

Die Tabellen 9.2 und 9.4 zeigen die errechneten Werte für die Brennstoffkreisläufe ohne Wiederaufarbeitung jeweils für Betrachtungszeitpunkte von 100 und 1000 Jahre, die Tabellen 9.3 und 9.5 zeigen die Ergebnisse für die Brennstoffkreisläufe mit Wiederaufarbeitung, ebenfalls für diese beiden Betrachtungszeitpunkte.

Referenzreaktor	Freigrenzwerte nach	Abbrand Mwd/kg SN	Ingestion Hazard der Spaltprodukte $\text{m}^3/\text{Gwd-th}$	Ingestion Hazard der Schwermetalle $\text{m}^3/\text{Gwd-th}$	Ingestion Hazard Summe $\text{m}^3/\text{Gwd-th}$
LWR	Cohen	32,9	$1,205 \cdot 10^8$	$9,535 \cdot 10^8$	$1,074 \cdot 10^9$
LWR	US RCG	32,9	$6,893 \cdot 10^8$	$3,392 \cdot 10^7$	$7,232 \cdot 10^8$
HTR-1	Cohen	101,9	$1,196 \cdot 10^8$	$1,064 \cdot 10^9$	$1,184 \cdot 10^9$
HTR-1	US RCG	101,9	$6,852 \cdot 10^8$	$3,617 \cdot 10^7$	$7,214 \cdot 10^8$
HTR-2	Cohen	148,7	$1,278 \cdot 10^8$	$5,959 \cdot 10^8$	$7,237 \cdot 10^8$
HTR-2	US RCG	148,7	$7,350 \cdot 10^8$	$2,505 \cdot 10^7$	$7,601 \cdot 10^8$

Tab. 9.2 Ingestion Hazard pro Gwd-th erzeugter Energie.
(100 Jahre nach Entladung - ohne Wiederaufarbeitung)

Referenzreaktor	Freigrenzwerte nach	Ingestion Hazard der Spaltprodukte $\text{m}^3/\text{GWd-th}$	Ingestion Hazard der Schwermetalle $\text{m}^3/\text{GWd-th}$	Ingestion Hazard Summe $\text{m}^3/\text{GWd-th}$
LWR 10 Rezyklierungen	Cohen	$1,131 \cdot 10^8$	$2,834 \cdot 10^8$	$3,965 \cdot 10^8$
LWR 10 Rezyklierungen	US RCG	$6,446 \cdot 10^8$	$1,418 \cdot 10^7$	$6,588 \cdot 10^8$
LWR 2 Rezyklierungen	Cohen	$1,226 \cdot 10^8$	$3,240 \cdot 10^8$	$4,464 \cdot 10^8$
LWR 2 Rezyklierungen	US RCG	$6,966 \cdot 10^8$	$1,883 \cdot 10^7$	$7,155 \cdot 10^8$

Tab. 9.3 Ingestion Hazard pro GWd-th erzeugter Energie.
(100 Jahre nach Entladung - mit Wiederaufarbeitung)

Referenzreaktor	Freigrenzwerte nach	Abbrand MWd/kg SM	Ingestion Hazard der Spaltprodukte $\text{m}^3/\text{Gwd-th}$	Ingestion Hazard der Schwermetalle $\text{m}^3/\text{Gwd-th}$	Ingestion Hazard Summe $\text{m}^3/\text{Gwd-th}$
LWR	Cohen	32,9	$3,709 \cdot 10^3$	$2,438 \cdot 10^8$	$2,438 \cdot 10^8$
LWR	US RCG	32,9	$3,709 \cdot 10^3$	$9,740 \cdot 10^6$	$9,744 \cdot 10^6$
HTR-1	Cohen	101,9	$3,643 \cdot 10^3$	$2,626 \cdot 10^8$	$2,626 \cdot 10^8$
HTR-1	US RCG	101,9	$3,643 \cdot 10^3$	$9,027 \cdot 10^6$	$9,031 \cdot 10^6$
HTR-2	Cohen	148,7	$3,641 \cdot 10^3$	$1,473 \cdot 10^8$	$1,473 \cdot 10^8$
HTR-2	US RCG	148,7	$3,641 \cdot 10^3$	$5,626 \cdot 10^6$	$5,630 \cdot 10^6$

Tab. 9.4 Ingestion Hazard pro Gwd-th erzeugter Energie.
(1000 Jahre nach Entladung - ohne Wiederaufarbeitung)

Referenzreaktor	Freigrenzwerte nach	Ingestion Hazard der Spaltprodukte $\text{m}^3/\text{GWd-th}$	Ingestion Hazard der Schwermetalle $\text{m}^3/\text{GWd-th}$	Ingestion Hazard Summe $\text{m}^3/\text{GWd-th}$
LWR 10 Rezyklierungen	Cohen	$3,618 \cdot 10^3$	$7,374 \cdot 10^7$	$7,374 \cdot 10^7$
LWR 10 Rezyklierungen	US RCG	$3,618 \cdot 10^3$	$3,457 \cdot 10^6$	$3,460 \cdot 10^6$
LWR 2 Rezyklierungen	Cohen	$4,011 \cdot 10^3$	$8,145 \cdot 10^7$	$8,145 \cdot 10^7$
LWR 2 Rezyklierungen	US RCG	$4,014 \cdot 10^3$	$3,594 \cdot 10^6$	$3,597 \cdot 10^6$

Tab. 9.5 Ingestion Hazard pro GWd-th erzeugter Energie.
(1000 Jahre nach Entladung - mit Wiederaufarbeitung)

9.5 Vergleich von künstlicher Toxizität durch erzeugte nukleare Nettoenergie und natürlicher Toxizität

Um eine Aussage darüber machen zu können, welche Gefährdung von den anfallenden Abfällen der Kernkraftwerke und Wiederaufarbeitungsanlagen ausgeht, ist es nötig, Vergleichsmaßstäbe zu schaffen, mit deren Hilfe es dann möglich ist, die relative Gefährdung zu erkennen.

9.5.1 Verhältnis von erzeugter Toxizität bezogen auf die gemittelte natürliche Toxizität in der BRD

Bei der Umrechnung der erzeugten thermischen Energie (GWd th) in elektrische Nettoenergie (GWd el) wurde im Fall des Leichtwasserreaktors ein Gesamtwirkungsgrad von 33 v.H. und im Fall des Hochtemperaturreaktors ein Gesamtwirkungsgrad von 40 v.H. angesetzt.

Anschließend wurden die errechneten Werte des Ingestion Hazards der Spaltprodukte, der Schwermetalle und der Summe aus beiden jeweils mit 1110 TWd multipliziert, um das kumulierte Ingestion Hazard zu erhalten.

Die sich so ergebenden Werte des Ingestion Hazards für den gesamten hochradioaktiven Waste, der sich entweder aus den entladenen Brennelementen im Fall ohne Wiederaufarbeitung oder aus den Abfällen der Wiederaufarbeitungsanlagen zusammensetzt, sind in den Tabellen 9.6 und 9.7 aufgeführt.

Im rechten Teil dieser Tabellen sind jeweils die Verhältnisse des Ingestion Hazards von kumulierten Spaltprodukten, Schwermetallen und des gesamten Wastes bezogen auf das gemittelte natürliche Ingestion Hazard von $2,66 \cdot 10^{16} \text{ m}^3$ Wasser, das sich durch das im Erdreich verteilte Uranerz ergibt, dargestellt.

Das resultierende Ingestion Hazard des kumulierten Wastes aus Spaltprodukten und Schwermetallen bei einer erzeugten elektrischen Nettoenergie von 1110 TWd und einem Betrachtungszeitpunkt von 100 Jahre nach der Entnahme der Brennelemente aus den Abklingbecken bestimmt sich je nach den angenommenen Freigrenzwerten von Cohen oder von der US RCG entweder mehr aus den Spaltprodukten oder den Schwermetallen (Tab. 9.6).

Durch die relativ hohe Bewertung der Spaltprodukte durch die US RCG liegen hier die Werte für das Ingestion Hazard deutlich über denen der Schwermetalle und machen somit den größten Anteil an der Gesamtoxizität aus.

Bei der Bewertung der Toxizität durch Cohen treten zwischen Spaltprodukten und Schwermetallen nur Unterschiede in der Größenordnung von höchstens einer Zehnerpotenz auf.

Die Verhältnisse von gesamt erzeugter Toxizität zur natürlichen Toxizität liegen bei allen untersuchten Brennstoffkreisläufen im Bereich von 0,05 bis 0,14.

Für einen Betrachtungszeitpunkt von 1000 Jahre nach Entladung zeigt sich deutlich, daß das Ingestion Hazard des kumulierten Wastes fast ausschließlich durch die radioaktiven langlebigen Schwermetalle bestimmt wird (Tab. 9.7).

Referenzreaktor	Freigrenzwerte	Ingestion Hazard der Spaltprodukte bei 1110 TWD el	Ingestion Hazard der Schwermetalle bei 1110 TWD el	Ingestion Hazard Summe bei 1110 TWD el	III Spaltprodukte/ natürliche Toxizität	III Schwermetalle/ natürliche Toxizität	III Summe/ natürliche Toxizität
LMR 0 Rezyklierungen	Cohen	$4,053 \cdot 10^{14}$	$3,207 \cdot 10^{15}$	$3,613 \cdot 10^{15}$	$1,524 \cdot 10^{-2}$	$1,206 \cdot 10^{-1}$	$1,358 \cdot 10^{-1}$
LMR 0 Rezyklierungen	US RCG	$2,319 \cdot 10^{15}$	$1,141 \cdot 10^{14}$	$2,433 \cdot 10^{15}$	$8,718 \cdot 10^{-2}$	$4,289 \cdot 10^{-3}$	$9,147 \cdot 10^{-2}$
HTR-1 0 Rezyklierungen	Cohen	$3,319 \cdot 10^{14}$	$2,953 \cdot 10^{15}$	$3,286 \cdot 10^{15}$	$1,248 \cdot 10^{-2}$	$1,110 \cdot 10^{-1}$	$1,235 \cdot 10^{-1}$
HTR-1 0 Rezyklierungen	US RCG	$1,901 \cdot 10^{15}$	$1,004 \cdot 10^{14}$	$2,002 \cdot 10^{15}$	$7,147 \cdot 10^{-2}$	$3,774 \cdot 10^{-3}$	$7,526 \cdot 10^{-2}$
HTR-2 0 Rezyklierungen	Cohen	$3,546 \cdot 10^{14}$	$1,654 \cdot 10^{15}$	$2,008 \cdot 10^{15}$	$1,333 \cdot 10^{-2}$	$6,218 \cdot 10^{-2}$	$7,549 \cdot 10^{-2}$
HTR-2 0 Rezyklierungen	US RCG	$2,040 \cdot 10^{15}$	$6,951 \cdot 10^{13}$	$2,109 \cdot 10^{15}$	$7,669 \cdot 10^{-2}$	$2,613 \cdot 10^{-3}$	$7,929 \cdot 10^{-2}$
LMR 10 Rezyklierungen	Cohen	$3,804 \cdot 10^{14}$	$9,533 \cdot 10^{14}$	$1,334 \cdot 10^{15}$	$1,430 \cdot 10^{-2}$	$3,584 \cdot 10^{-2}$	$5,015 \cdot 10^{-2}$
LMR 10 Rezyklierungen	US RCG	$2,168 \cdot 10^{15}$	$4,770 \cdot 10^{13}$	$2,216 \cdot 10^{15}$	$8,150 \cdot 10^{-2}$	$1,793 \cdot 10^{-3}$	$8,331 \cdot 10^{-2}$
LMR 2 Rezyklierungen	Cohen	$4,124 \cdot 10^{14}$	$1,090 \cdot 10^{15}$	$1,502 \cdot 10^{15}$	$1,550 \cdot 10^{-2}$	$4,098 \cdot 10^{-2}$	$5,647 \cdot 10^{-2}$
LMR 2 Rezyklierungen	US RCG	$2,343 \cdot 10^{15}$	$6,334 \cdot 10^{13}$	$2,407 \cdot 10^{15}$	$8,808 \cdot 10^{-2}$	$2,381 \cdot 10^{-3}$	$9,049 \cdot 10^{-2}$

Tab. 9.6 Ingestion Hazard der kumulierten Kernenergieabfälle
bis zum Jahr 2030. Verhältnisse von künstlicher zur
natürlichen Toxizität.
(100 Jahre nach Entladung)

Referenzreaktor	Freigrenzwerte	Ingestion Hazard der Spaltprodukte bei 1110 TWd el	Ingestion Hazard der Schwermetalle bei 1110 TWd el	Ingestion Hazard Summe bei 1110 TWd el	III Spaltprodukte/ natürliche Toxizität	III Schwermetalle/ natürliche Toxizität	III Summe/ natürliche Toxizität
LWR 0 Rezyklierungen	Cohen	$1,248 \cdot 10^{10}$	$8,201 \cdot 10^{14}$	$8,201 \cdot 10^{14}$	$4,692 \cdot 10^{-7}$	$3,083 \cdot 10^{-2}$	$3,083 \cdot 10^{-2}$
LWR 0 Rezyklierungen	US RCG	$1,248 \cdot 10^{10}$	$3,278 \cdot 10^{13}$	$3,278 \cdot 10^{13}$	$4,692 \cdot 10^{-7}$	$1,232 \cdot 10^{-3}$	$1,232 \cdot 10^{-3}$
HTR-1 0 Rezyklierungen	Cohen	$1,011 \cdot 10^{10}$	$7,287 \cdot 10^{14}$	$7,287 \cdot 10^{14}$	$3,801 \cdot 10^{-7}$	$2,739 \cdot 10^{-2}$	$2,739 \cdot 10^{-2}$
HTR-1 0 Rezyklierungen	US RCG	$1,011 \cdot 10^{10}$	$2,505 \cdot 10^{13}$	$2,505 \cdot 10^{13}$	$3,801 \cdot 10^{-7}$	$9,417 \cdot 10^{-4}$	$9,421 \cdot 10^{-4}$
HTR-2 0 Rezyklierungen	Cohen	$1,010 \cdot 10^{10}$	$4,088 \cdot 10^{14}$	$4,088 \cdot 10^{14}$	$3,801 \cdot 10^{-7}$	$1,537 \cdot 10^{-2}$	$1,537 \cdot 10^{-2}$
HTR-2 0 Rezyklierungen	US RCG	$1,010 \cdot 10^{10}$	$1,561 \cdot 10^{13}$	$1,562 \cdot 10^{13}$	$3,801 \cdot 10^{-7}$	$5,868 \cdot 10^{-4}$	$5,872 \cdot 10^{-4}$
LWR 10 Rezyklierungen	Cohen	$1,217 \cdot 10^{10}$	$2,480 \cdot 10^{14}$	$2,480 \cdot 10^{14}$	$4,575 \cdot 10^{-7}$	$9,323 \cdot 10^{-3}$	$9,323 \cdot 10^{-3}$
LWR 10 Rezyklierungen	US RCG	$1,217 \cdot 10^{10}$	$1,163 \cdot 10^{13}$	$1,164 \cdot 10^{13}$	$4,575 \cdot 10^{-7}$	$4,372 \cdot 10^{-4}$	$4,372 \cdot 10^{-4}$
LWR 2 Rezyklierungen	Cohen	$1,349 \cdot 10^{10}$	$2,740 \cdot 10^{14}$	$2,740 \cdot 10^{14}$	$5,071 \cdot 10^{-7}$	$1,030 \cdot 10^{-2}$	$1,030 \cdot 10^{-2}$
LWR 2 Rezyklierungen	US RCG	$1,350 \cdot 10^{10}$	$1,209 \cdot 10^{13}$	$1,210 \cdot 10^{13}$	$5,071 \cdot 10^{-7}$	$4,545 \cdot 10^{-4}$	$4,545 \cdot 10^{-4}$

Tab. 9.7 Ingestion Hazard der kumulierten Kernenergieabfälle
bis zum Jahr 2030. Verhältnis von künstlicher zur
natürlichen Toxizität.
(1000 Jahre nach Entladung)

Das Ingestion Hazard des insgesamt anfallenden Wastes aller untersuchten Brennstoffkreisläufe bei einer jeweils angenommenen elektrischen Nettoleistung von 1110 TWd liegt im Verhältnis zum natürlichen Ingestion Hazard bei Größenordnungen von 10^{-4} bis 10^{-2} .

In diesen Tabellen wird die unterschiedliche Bewertung der Toxizität der radioaktiven Stoffe durch Cohen und durch die US RCG durch Vergleich von Daten verschiedener Abklingzeiten besonders deutlich:

Cohen bewertet global gesehen die langlebigen Schwermetalle (außer z.B. Ra-226) hinsichtlich ihrer Toxizität höher als die von der International Commission on Radiological Protection festgesetzten Werte, während seine Freigrenzwerte für die relativ kurzlebigen Spaltprodukte über den von der Kommission festgesetzten Werten liegen.

Besonders deutliche Unterschiede zeigen sich bei dem Isotop Sr-90: Hier liegen die von ihm bestimmten Freigrenzwerte um einen Faktor 60 über den heute geltenden Werten nach US RCG.

Da hauptsächlich Ra-226 die Toxizität des Natururans ausmacht, ergibt sich nach Cohen's Werten das Ingestion Hazard pro Gramm Natururan zu $4,4 \text{ m}^3$ Wasser /25/.

Das bedeutet für die Interpretation der Tabellen 9.6 und 9.7, daß die auf die natürliche Toxizität bezogenen Werte des nach Cohen errechneten Ingestion Hazards um den Faktor 3,4 höher angenommen werden müssen, da sich nach seinen Freigrenzwerten das gemittelte natürliche Gefährdungspotential in der BRD durch im Boden verteiltes Uranerz zu nur $7,7 \cdot 10^{15} \text{ m}^3$ Wasser bestimmt, in der Tabelle aber bei der Verhältnisbildung von künstlich erzeugter zur natürlich vorhandenen Toxizität die Freigrenzwerte nach US RCG für Natururan zugrunde gelegt worden sind.

9.5.2 Verhältnis von endgelagerter künstlicher Toxizität bezogen auf Uranvorkommen in der BRD

Bei diesem Vergleich soll aufgezeigt werden, in welchem Verhältnis das Ingestion Hazard an der Erdoberfläche eines darunterliegenden Endlagers zu dem Ingestion Hazard an der Oberfläche eines Uranvorkommens steht.

Als Beispiel für ein mögliches Endlager sei hier der Salzstock Gorleben in Niedersachsen aufgeführt:

Nach Angaben der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, ist der Salzstock Gorleben für ein Endlager geeignet, da er Steinsalzformationen ausreichender Reinheit und Größe aufweist.

Der Salzstock auf dem Gebiet der Bundesrepublik besitzt eine größte Länge von ca. 14 km und eine durchschnittliche Breite von 3 km; somit ergibt sich eine flächenmäßige Ausdehnung von $4,2 \cdot 10^7 \text{ m}^2$.

Seine Basis reicht bis in Tiefen von 1000 m bis 4000 m hinab. Der Standortmittelpunkt liegt zentral über der Zone mit der größten Salzstockbreite /36/.

In dem hier gewählten Beispiel sollen nun die erzeugten Kernenergieabfälle von 1110 TWd elektrischer Nettoenergie in diesem Salzstock gleichmäßig verteilt in einer Tiefe von 1000 m endgelagert werden.

Das zum Vergleich angeführte Uranerzvorkommen liegt bei Müllentbach im Schwarzwald.

Bei einer untersuchten Bodenfläche von ca. $2,8 \cdot 10^5 \text{ m}^2$ schätzt man die sicheren Uranvorkommen auf über 1000 Tonnen.

Der umrandete Bereich in Abb. 9.2 zeigt das Gebiet mit den durch Punkte dargestellten Probebohrungen.

Somit ergibt sich unter Berücksichtigung der Freigrenzwerte der heute geltenden Strahlenschutzverordnung eine natürliche Gefährdung durch nur angenommene 1000 Tonnen Uranerz mit einem Ingestion Hazard von $1,51 \cdot 10^{10} \text{ m}^3$ Wasser. Für dieses Gebiet ergibt sich also an der Oberfläche pro m^2 ein Ingestion Hazard von $5,4 \cdot 10^4 \text{ m}^3$.

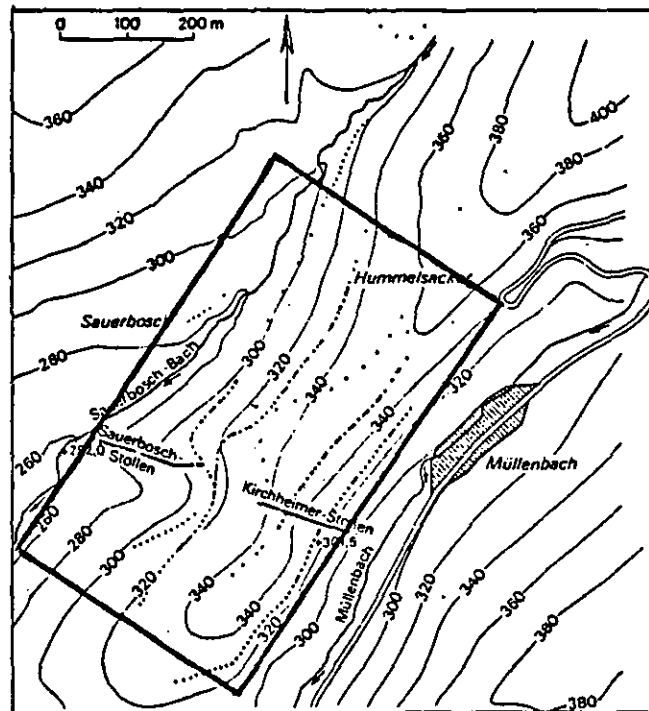


Abb. 9.2 Uranvorkommen Müllenbach /33/.

Legt man die berechneten Werte des Ingestion Hazards aus den einzelnen Brennstoffkreisläufen bei einer erzeugten elektrischen Nettoenergie von 1110 TWd zugrunde (Tab. 9.7), so ergibt sich für einen Betrachtungszeitpunkt von 1000 Jahre nach Entnahme aus den Abklingbecken jeweils das in den Tabellen 9.8 und 9.9 aufgeführte Verhältnis von künstlicher zur natürlichen Toxizität, bezogen auf die Flächeneinheit m^2 .

In diesem Vergleich wurde bewußt nur der Betrachtungszeitpunkt 1000 Jahre genommen, da auf jeden Fall ein sicherer Einschluß der Spaltprodukte erzielt werden muß!

Technologisch ist es heute möglich, für einen solchen Zeitraum eine sichere Verwahrung dieser Stoffe zu garantieren.

Nach 1000 Jahren sind dann die Spaltprodukte weitgehend abgeklungen, so daß nur noch die Schwermetalle die Toxizität des Wastes bestimmen.

Wie die Tabellen 9.8 und 9.9 zeigen, liegen die auf die Flächeneinheit bezogenen Werte für das Ingestion Hazard an der Erdoberfläche des betrachteten Endlagers nach 1000 Jahren nur um eine Zehnerpotenz über den Werten, die für die Oberfläche eines natürlichen Uranvorkommens in der BRD ermittelt worden sind.

Hierbei ist auch noch zu berücksichtigen, daß die Kernenergieabfälle in einer Tiefe von 1000 m gelagert werden, und zwar in kleine Mengen aufgeteilt und jeweils durch geeignete Behälter sicher verwahrt.

Das zum Vergleich herangezogene Uranvorkommen befindet sich aber in Tiefen bis höchstens 50 m, die auf Grund der dortigen Bodenverhältnisse (sedimentäre Lagerstätte - gute Permeabilität der Sedimente /33/) mit dem Grundwasser stets in Berührung kommen.

Allein diese Tatsache zeigt, daß die hier berechnete Gefährdung durch radioaktiven Abfall im Vergleich mit natürlicher Gefährdung gering ist.

Referenzreaktor	Freigrenzwerte	IH Spaltprodukte/ IH Uranvorkommen (bezogen auf m^2)	IH Schwermetalle/ IH Uranvorkommen (bezogen auf m^2)	IH Summe/ IH Uranvorkommen (bezogen auf m^2)
LMR	Cohen	$5,503 \cdot 10^{-3}$	$3,616 \cdot 10^2$	$3,616 \cdot 10^2$
LMR	US RCG	$5,503 \cdot 10^{-3}$	$1,445 \cdot 10^1$	$1,445 \cdot 10^1$
HTR-1	Cohen	$4,458 \cdot 10^{-3}$	$3,213 \cdot 10^2$	$3,213 \cdot 10^2$
HTR-1	US RCG	$4,458 \cdot 10^{-3}$	$1,104 \cdot 10^1$	$1,105 \cdot 10^1$
HTR-2	Cohen	$4,458 \cdot 10^{-3}$	$1,802 \cdot 10^2$	$1,802 \cdot 10^2$
HTR-2	US RCG	$4,453 \cdot 10^{-3}$	$6,883 \cdot 10^0$	$6,887 \cdot 10^0$

Tab. 9.8 Ingestion Hazard nach 1000 Jahren am Ort eines End-
lagers bezogen auf das IH am Ort eines Uranvorkommens
in der BRD. (Waste von 1110 TWd elektrischer Netto-
energie - ohne Wiederaufarbeitung)

Referenzreaktor	Freigrenzwerte	IH Spaltprodukte/ IH Uranvorkommen (bezogen auf m ²)	IH Schwermetalle/ IH Uranvorkommen (bezogen auf m ²)	IH Summe/ IH Uranvorkommen (bezogen auf m ²)
LWR 10 Rezyklierungen	Cohen	$5,366 \cdot 10^{-3}$	$1,093 \cdot 10^2$	$1,093 \cdot 10^2$
LWR 10 Rezyklierungen	US RCG	$5,366 \cdot 10^{-3}$	$5,128 \cdot 10^0$	$5,132 \cdot 10^0$
LWR 2-Rezyklierungen	Cohen	$5,948 \cdot 10^{-3}$	$1,208 \cdot 10^2$	$1,208 \cdot 10^2$
LWR 2 Rezyklierungen	US RCG	$5,948 \cdot 10^{-3}$	$5,331 \cdot 10^0$	$5,335 \cdot 10^0$

Tab. 9.9 Ingestion Hazard nach 1000 Jahren am Ort eines End-lagers bezogen auf das IH am Ort eines Uranvorkommens in der BRD. (Waste von 1110 TWd elektrischer Nettoenergie - mit Wiederaufarbeitung)

Zum einen wird unterstellt, daß alle in 1000 m Tiefe in einem Salzstock, also grundwasserfrei, gelagerten Behälter mit Kernenergieabfällen Schaden nehmen und ihr Inhalt mit Grundwasser in Verbindung kommt.

Zum anderen ergibt sich selbst in diesem höchst unwahrscheinlichen Beispiel eine Gefährdung, die nur um einen Faktor 5 - 14 größer ist, als die Gefährdung durch Natururan, die in einigen Gebieten Deutschlands schon immer vorhanden ist.

Betrachtet man jetzt nicht die Werte, die nach den Freigrenzwerten der geltenden Strahlenschutzverordnung berechnet worden sind (US RCG), sondern setzt die Freigrenzwerte an, die Cohen verwendet hat, so liegt nach 1000 Jahren das durch den Waste gebildete Gefährdungspotential in der Größenordnung von zwei Zehnerpotenzen über der natürlichen Gefährdung.

Unter dem beschriebenen Aspekt, daß Grundwasser stets mit Natururan in Verbindung kommt, erscheinen auch diese Werte durchaus akzeptabel.

10. Zusammenfassung

Die Frage nach der gesicherten Entsorgung von Kernkraftwerken, wenn man damit die endgültige Ablagerung von radioaktiven Abfallstoffen aus den Brennstoffkreisläufen der Kernkraftwerke meint, kann im wissenschaftlich-technischen Sinn als gelöst betrachtet werden.

Es besteht kein Zweifel darüber, daß die Handhabung und Ablagerung von radioaktiven Stoffen keine Schäden und Gefahren für die Biosphäre bewirken dürfen.

Auf der anderen Seite ist in diesem Fall wie bei allen technischen Anwendungen ein gewisses Risiko und eine zeitlich und örtlich begrenzte Gefährdung nicht auszuschließen.

Um diese neue Gefährdung richtig einschätzen zu können, ist es nötig, Vergleichsmaßstäbe zu haben:

Wenn der Nachweis gelingt, daß die Welt des Menschen und aller anderen Lebewesen durch die Verwendung der Kerntechnik, hier speziell die Handhabung des durch Reaktorbetrieb entstehenden radioaktiven Abfalls, nicht wesentlich geändert wird, so ist ein Schritt zur Akzeptanz der Kernenergietechnik getan.

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, anhand von zwei natürlich gegebenen Gefährdungsmaßstäben die relative Gefährdung, die von der künstlich erzeugten Toxizität durch Kernkraftwaste, der in den nächsten Jahrzehnten anfallen wird, ausgeht, zu bestimmen. Dazu ist es zunächst erforderlich, die anfallende Menge dieses Wastes zu schätzen.

Ausgehend von einer Prognose über den Kernkraftwerkszubau für die nächsten 50 Jahre kann mit einer kumulierten elektrischen Nettoenergie von ca. 1100 TWd gerechnet werden, die in diesem Zeitraum von Kernkraftwerken geliefert wird.

Obwohl zur Zeit in der Bundesrepublik fast ausschließlich Leichtwasserreaktoren kommerziell Atomstrom erzeugen, wird in dieser Studie angenommen, daß die obengenannte Energie einmal nur von Leichtwasserreaktoren und im anderen Fall nur von Hochtemperaturreaktoren erzeugt wird, um eventuell Unterschiede in der Toxizität des Wastes dieser beiden Reaktorbaulinien herauszufinden. Hierbei wurde für den HTR der Brennstoffzyklus mit niedrig angereichertem Uran betrachtet.

Außerdem wurden am Beispiel der Leichtwasserreaktoren die alternativen Entsorgungskonzepte der Bundesregierung, das direkte Entsorgungskonzept und das integrierte Entsorgungskonzept miteinander verglichen.

Nach der Verwendung von Kernbrennstoffen werden diese zur Abkühlung noch mehrere Jahre lang im Kernkraftwerk aufbewahrt. In dieser Zeit zerfällt der größte Teil der radioaktiven Stoffe, und die Wärmeentwicklung der Brennelemente nimmt stark ab.

Danach können die Brennelemente in ein Langzeitzwischenlager gebracht werden, wo sie nach heutigen Erkenntnissen bis zu 50 Jahre lagern können. Nach dieser Zeit werden sie dann in ein Endlager eingebracht oder man führt die Brennelemente nach wesentlich kürzerer Zeit einer Wiederaufarbeitungsanlage zu, in der die entstandenen Spaltprodukte von den Spalt- und Brutstoffen getrennt werden und dann auch zur Endlagerung kommen.

Bei der direkten Endlagerung wird von einer Verpackung der abgebrannten Brennelemente in dafür geeignete Behälter ohne weitere Vorbehandlung, wie Zerkleinern der Brennelemente oder Abtrennung der Spaltgase ausgegangen. Solche Behälter sind heute bereits vorhanden.

Die Lagerung dieser Behälter erfolgt in ca. 1000 m Tiefe im Erdreich, da die Erfahrung zeigt, daß Gesteinsformationen in dieser Tiefe für lange Zeiträume von vielen Millionen Jahren unverändert bleiben. Beispiele sind hierfür die Salzstöcke und die Kohlelager in der norddeutschen Tiefebene. In dieser Arbeit wurde der Salzstock Gorleben als Referenzendlager ausgewählt.

Als Vergleichsmaßstab von natürlicher und künstlicher Radioaktivität wurde das Ingestion Hazard of Water herangezogen. Durch international vereinbarte Freigrenzen wird die maximal erlaubte Konzentration radioaktiver Stoffe in Wasser geregelt, und zwar werden hierbei die jeweiligen physiologischen und radiotoxischen Eigenschaften der einzelnen Substanzen berücksichtigt.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden sowohl die heute gültigen Freigrenzwerte berücksichtigt, die durch die Strahlenschutzverordnung für die BRD festgelegt sind, als auch Freigrenzwerte, die von L. Cohen zugrunde gelegt werden.

Cohen vertritt die Auffassung, daß die langlebigen Schwermetallisotope bisher in ihrer Toxizität unterschätzt worden sind. Seine Freigrenzwerte für U, Pu, Am und Np liegen deutlich unter den gesetzlichen Freigrenzwerten, andererseits bewertet er die Toxizität der relativ kurzlebigen Spaltprodukte geringer.

Es zeigt sich bei den Rechnungen, daß bereits nach 1000 Jahren die Toxizität des Wastes um 2-3 Zehnerpotenzen gefallen ist und sich die Ingestion Hazards der verschiedenen Brennstoffkreisläufe, sei es im Fall LWR oder HTR, mit oder ohne Wiederaufarbeitung, kaum voneinander unterscheiden.

Konditionierte Brennelemente zeigen auf Grund ihres hohen Gehaltes an Uran und Plutonium grundsätzlich ein etwas höheres radiologisches Gefährdungspotential als die entsprechenden Abfälle, die bei der Wiederaufarbeitung entstehen.

Um eine Aussage darüber machen zu können, in welchem Verhältnis die in den nächsten 50 Jahren erzeugte Radiotoxizität zur natürlich vorhandenen Toxizität steht, wurden folgende Modelle geschaffen: Der durchschnittliche Urangehalt im Erdreich der Bundesrepublik Deutschland wurde bis zu einer Tiefe von 1000 m bestimmt und das resultierende Ingestion Hazard mit dem Wert verglichen, der sich aus dem radioaktiven Abfall ergibt, der bei einer erzeugten elektrischen Nettoenergie von 1110 TWd anfällt.

Nach 1000 Jahren Endlagerung liegt das Verhältnis von künstlicher zur natürlichen Toxizität weit unter 1 v.H., wenn man die Freigrenzwerte nach "Code of Federal Regulations" bzw. der zweiten Strahlenschutzverordnung ansetzt.

Der zweite Vergleich betrifft die langlebige Radioaktivitätsmenge am Ort der Ablagerung.

In diesem Fall wurden im Modell jeweils die gesamten Abfälle aus den verschiedenen Brennstoffkreisläufen in einen Salzstock in 1000 m Tiefe eingelagert und das sich ergebende Gefährdungspotential pro Flächeneinheit bestimmt. Dieser Wert wurde ins Verhältnis zu dem Wert gesetzt, der sich an der Stelle eines deutschen Uranvorkommens im Schwarzwald einstellt. In diesem Fall ergibt sich, wiederum unter Berücksichtigung der gesetzlichen Freigrenzwerte, nach 1000 Jahren eine Erhöhung des Gefährdungspotentials über das natürliche Maß hinaus um einen Faktor 5 - 14.

Auch dieses Ergebnis zeigt die geringe relative Gefährdung durch Kernenergieabfälle, sei es im Fall LWR oder HTR, mit oder ohne Wiederaufarbeitung.

In diesem Rechenmodell wurde außerdem unterstellt, daß alle Behälter defekt werden und ihr Inhalt mit Grundwasser in Berührung kommt, was in einer Salzformation als äußerst unwahrscheinlich anzusehen ist.

Zudem muß noch beachtet werden, daß sich das betrachtete Uranvorkommen unmittelbar unter der Erdoberfläche befindet und so ein steter Kontakt mit Grundwasser gegeben ist.

Das 1-Prozent-Kriterium und der Lagerstättenvergleich stellen geeignete Beurteilungskriterien für die Ablagerung der künstlichen langlebigen Radioaktivität dar.

Außerdem zeigen sie auf, daß durch Wiederaufarbeitung nur eine Verminderung der langfristigen Toxizität (Abklingzeit $\geq 10^3$ a) um einen Faktor 3-4 erzielt werden kann.

Aus ökologischer Sicht scheint es demnach nicht nötig, das Konzept der Wiederaufarbeitung in den nächsten Jahrzehnten zu realisieren.

11. Abbildungsverzeichnis

	Seite
Abb. 4.1 Installierte nukleare Nettoleistung in der BRD bis zum Jahr 2100. angenommener Lastfaktor 0,7 hohe (HZS) und niedrige (NZS) Zu- bau-Strategie	8
Abb. 5.1 Schematische Darstellung der alter- nativen Entsorgungskonzepte der BRD.	11
Abb. 5.2 Salzvorkommen in der BRD.	14
Abb. 8.1 IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - ohne Rückführung. FGW nach US RCG	33
Abb. 8.2 IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - ohne Rückführung. FGW nach Cohen	33
Abb. 8.3 IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - 2malige Rückführung. FGW nach US RCG	35
Abb. 8.4 IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - 2malige Rückführung. FGW nach Cohen	35
Abb. 8.5 IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - ohne Rückführung. LWR - 10malige Rückführung. LWR - 2malige Rückführung. FGW nach US RCG	37

- Abb. 8.6 IH pro GWd-th erzeugter Energie als 37
Funktion der Abklingzeit:
LWR - ohne Rückführung.
LWR - 10malige Rückführung.
LWR - 2malige Rückführung.
FGW nach Cohen
- Abb. 8.7 IH pro GWd-th erzeugter Energie als 39
Funktion der Abklingzeit:
HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM).
FGW nach US RCG
- Abb. 8.8 IH pro GWd-th erzeugter Energie als 39
Funktion der Abklingzeit:
HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM).
FGW nach Cohen
- Abb. 8.9 IH pro GWd-th erzeugter Energie als 41
Funktion der Abklingzeit:
LWR - ohne Rückführung.
FGW nach Cohen und US RCG
- Abb. 8.10 IH pro GWd-th erzeugter Energie als 41
Funktion der Abklingzeit:
HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM).
FGW nach Cohen und US RCG
- Abb. 8.11 IH pro GWd-th erzeugter Energie als 43
Funktion der Abklingzeit:
HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM).
LWR - 2malige Rückführung.
FGW nach US RCG
- Abb. 8.12 IH pro GWd-th erzeugter Energie als 43
Funktion der Abklingzeit:
HTR-1 - ohne Rückführung
(10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM).
LWR - 2malige Rückführung.
FGW nach Cohen

	Seite
Abb. 8.13	45
IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: HTR-2 - ohne Rückführung (8 g SM/BE - Abbrand 148,7 MWd/kg SM).. LWR - 2malige Rückführung. FGW nach US RCG	
Abb. 8.14	45
IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: HTR-2 - ohne Rückführung (8 g SM/BE - Abbrand 148,7 MWd/kg SM). LWR - 2malige Rückführung. FGW nach Cohen	
Abb. 8.15	47
IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - ohne Rückführung. HTR-1 - ohne Rückführung (10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM). HTR-2 - ohne Rückführung (8 g SM/BE - Abbrand 148,7 MWd/kg SM). FGW nach US RCG	
Abb. 8.16	47
IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - ohne Rückführung. HTR-1 - ohne Rückführung (10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM). HTR-2 - ohne Rückführung (8 g SM/BE - Abbrand 148,7 MWd/kg SM). FGW nach Cohen	
Abb. 8.17	49
IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - ohne Rückführung. LWR - 2malige Rückführung. LWR - 10malige Rückführung. HTR-1 - ohne Rückführung (10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM). HTR-2 - ohne Rückführung (8 g SM/BE - Abbrand 148,7 MWd/kg SM). FGW nach US RCG	

Abb. 8.18	IH pro GWd-th erzeugter Energie als Funktion der Abklingzeit: LWR - ohne Rückführung. LWR - 2malige Rückführung. LWR - 10malige Rückführung. HTR-1 - ohne Rückführung (10 g SM/BE - Abbrand 101,9 MWd/kg SM). HTR-2 - ohne Rückführung (8 g SM/BE - Abbrand 148,7 MWd/kg SM). FGW nach Cohen	49
Abb. 9.1	Uranvorkommen in der BRD.	55
Abb. 9.2	Uranvorkommen Müllenbach.	76

12. Tabellenverzeichnis

	Seite
Tab. 4.1 Kumulierte nukleare Nettoenergie bis 1980.	9
Tab. 4.2 Kumulierte nukleare Nettoenergie ab 1980. angenommener Lastfaktor 0,7	9
Tab. 9.1 Zusammenfassung der beschriebenen Uranvorkommen in der BRD.	62
Tab. 9.2 Ingestion Hazard pro GWd-th erzeugter Energie. (100 Jahre nach Entladung - ohne Wieder- aufarbeitung)	66
Tab. 9.3 Ingestion Hazard pro GWd-th erzeugter Energie. (100-Jahre nach Entladung - mit Wieder- aufarbeitung)	67
Tab. 9.4 Ingestion Hazard pro GWd-th erzeugter Energie. (1000 Jahre nach Entladung - ohne Wieder- aufarbeitung)	68
Tab. 9.5 Ingestion Hazard pro GWd-th erzeugter Energie. (1000 Jahre nach Entladung - mit Wieder- aufarbeitung)	69
Tab. 9.6 Ingestion Hazard der kumulierten Kernenergie- abfälle bis zum Jahr 2030. Verhältnis von künstlicher zur natürlichen Toxizität. (100 Jahre nach Entladung)	72
Tab. 9.7 Ingestion Hazard der kumulierten Kernenergie- abfälle bis zum Jahr 2030. Verhältnis von künstlicher zur natürlichen Toxizität. (1000 Jahre nach Entladung)	73

Tab. 9.8	Ingestion Hazard nach 1000 Jahren am Ort eines Endlagers bezogen auf das IH am Ort eines Uranvorkommens in der BRD. (Waste von 1110 TWd elektrischer Nettoenergie - ohne Wiederaufarbeitung)	78
Tab. 9.9	Ingestion Hazard nach 1000 Jahren am Ort eines Endlagers bezogen auf das IH am Ort eines Uranvorkommens in der BRD. (Waste von 1110 TWd elektrischer Nettoenergie - mit Wiederaufarbeitung)	79

13. Literaturverzeichnis

- / 1/ International Commission on Radiological Protection:
"Recommendations of the International Commission on
Radiological Protection"
ICRP-Publication No. 2 (1959), No. 6 (1964)

- / 2/ Erste und zweite Strahlenschutzverordnung
Carl Heymanns Verlag KG Köln
Best.-Nr.: ZH 1/241

- / 3/ Engelmann, P.; Hansen, U.; Kolb, G.; Leushacke, D.;
Teuchert, E.; Werner, H.: "Uranverbrauch und Kosten
langfristiger HTR-Strategien im Vergleich zu LWR
und SBR"
Veröffentlichung als Jül-Report, August 1979

- / 4/ Schmitz, K.: "Die Entwicklungsmöglichkeiten der
Energiewirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland -
Untersuchung mit Hilfe eines dynamischen Simulations-
modells"
Bd I und II, Jül - Spez - 1, November 1977

- / 5/ Lenhardt, W.: "Entwicklung des Strombedarfs in der
Bundesrepublik Deutschland und alternative Möglich-
keiten seiner Deckung"
Jül - Spez - 18, Juli 1978

- / 6/ Atomwirtschaft Atomtechnik
Dezember 1981

- / 7/ Bünemann, D.: "Faktensammlung zur Kerntechnik"
Kerntechnische Gesellschaft e.V.
Juli 1979

- / 8/ Münch, E.: "Tatsachen über Kernenergie"
Energiewirtschaft - und - Technik -
Verlagsgesellschaft
Verlag W. Giradet
Essen, 1980

- / 9/ Teuchert, E.: "Once Through Cycles in the
 Pebble Bed HTR"
 Jül-1470, Dezember 1977

- /10/ Teuchert, E.: "Nachberechnung der Coreauslegung
 eines LWR vom Typ Biblis-A"
 persönliche Informationen
 Kernforschungsanlage Jülich

- /11/ Closs, K.D.: "Vergleich der verschiedenen Entsorgungs-
 alternativen und Beurteilung ihrer Realisierbarkeit"
 Studie "Entsorgungsalternativen"
 Kernforschungszentrum Karlsruhe
 kfk 3000, September 1980

- /12/ Rütten, H.J.: "Das Abbrandprogramm ORIGEN-EXJÜL"
 Bericht in Vorbereitung, KFA Jülich

- /13/ Bell, M.J.: "ORIGEN - The ORNL Isotope Generation
 and Depletion Code"
 ORNL-4628, Oak Ridge, May 1973

- /14/ Rütten, H.J.: "Daten abgebrannter Brennelemente
 verschiedener Reaktoren und Brennstoffzyklen -
 ermittelt mit dem Computercode ORIGEN-EXJÜL"
 Interner Bericht, KFA-IRE-IB-12/79
 Kernforschungsanlage Jülich

- /15/ Hansen, U.; Schulten, R.; Teuchert, E.:
 "Physical Properties of the "Once Through Then Out"
 Pebble-Bed Reactor"
 Nucl. Sci. Eng., 47 (1), 132 (1972)

- /16/ Teuchert, E.; Maly, V.; Haas, K.A.:
 "Basisstudie zum Kugelhaufenreaktor in OTTO-Be-
 schickung"
 Veröffentlichung als Jül-Report, Mai 1972

- /17/ Teuchert, E.; Hansen, U.; Haas, K.A.:
"V.S.O.P. - Computer Code System for Reactor
Physics and Fuel Cycle Simulation"
Veröffentlichung als Jül-Report, März 1980

- /18/ Code of Federal Regulations
Title 10; Part 20

- /19/ La Verne, M.E.: "Radiation Concentration
Guides For the Actinides from Es253 to Tl207"
Oak Ridge, ORNL - TM - 4132

- /20/ Cohen, B.L.: "EFFECTS OF ICRP PUBLICATION 30 AND
THE 1980 BEIR REPORT ON HAZARD ASSESSMENTS OF THE
HIGH-LEVEL WASTE"
Health Physics Society, Vol42, No. 2, 1982
Pergamon Press

- /21/ Haas, K.A.: "Plotprogramm THJUEL"
unveröffentlicht
Kernforschungsanlage Jülich

- /22/ Kohl, E.: "Die metallischen Rohstoffe, 10. Heft"
Ferdinand Enke Verlag
Stuttgart 1954

- /23/ Der Bundesminister für Forschung und Technologie:
"ZUR FRIEDLICHEN NUTZUNG DER KERNENERGIE"
Reihe: Berichte und Dokumentationen
Bonn, 1978, 2. Auflage

- /24/ Claiborne, H.C.: "Effect of Actinide Removal on
the Long-Term Hazard of High-Level Waste"
Oak Ridge, ORNL - TM - 4724

- /25/ Rütten, H.J.: "Nachberechnung des Ingestion Hazards
von Natururan"
persönliche Informationen
Kernforschungsanlage Jülich

- /26/ Ziehr, H.: "Uranvorkommen in Bayern"
Die Atomwirtschaft
Juni 1957
- /27/ Schumacher, F.: "Stand und Aussichten der Uran-
prospektion in der Bundesrepublik"
Die Atomwirtschaft
September 1961
- /28/ Ziehr, H.: "Uranvorkommen in Europa"
Umschau
Heft 12, 1960
- /29/ Scharf, W.: "Uranvorkommen und ihre Aufsuchung
im Bundesgebiet"
Glückauf
Heft 19/20, 1957
- /30/ Wimmenauer, W.: "Die Uranvorkommen in Baden-
Württemberg"
Die Atomwirtschaft
März 1958
- /31/ v. Braun, E.: "Die mit Bundesmitteln unterstützte
Uranprospektion der Jahre 1956 - 1962"
Gersbach & Sohn Verlag
München 1965
- /32/ Jahrbuch für Bergbau, Energie
Mineralöl und Chemie 1982/83
Verlag Glückauf GmbH, Essen
- /33/ Ertle, H.-J.; Kneuper, G.; Müller, H.:
"Prospektion einer sedimentären Uranerzlagerstätte
im Oberkarbon des Nordschwarzwaldes"
Glückauf
112 (1976), Nr. 12

- /34/ Mückenhausen, E.: "Die Bodenkunde und ihre geologischen, geomorphologischen, mineralogischen und petrologischen Grundlagen"
DLG-Verlag
Frankfurt am Main
- /35/ Murawski, H.: "Geologisches Wörterbuch"
8. Auflage,
Ferdinand Enke Verlag
Stuttgart 1983
- /36/ "Bericht über das in der Bundesrepublik Deutschland geplante ENTSORGUNGSZENTRUM für ausgediente Brennelemente aus Kernkraftwerken"
2. Auflage, Stand: September 1977
DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR WIEDERAUFARBEITUNG VON KERNBRENNSTOFFEN MBH
Bünteweg 2
3000 Hannover 71